



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Räumliche Verteilung und Habitatwahl von Fischen in einer
Versuchsstrecke des Wienflusses“

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasser:	Thomas Schopf
Matrikel-Nummer:	0206965
Studienrichtung lt. Studienblatt:	Ökologie
Betreuer:	Ao. Univ.-Prof. Dr. Hubert Keckeis

Wien, am 26. Mai 2009

Danksagung

Ich möchte mich vor allem bei meinem Diplomarbeitsbetreuer Professor Hubert Keckeis bedanken, der sehr viel Geduld mit mir hatte und mich sehr tatkräftig in meiner Arbeit unterstützt hat. Weiters bei Mag. Hansjörg Hoyer, der mir oft bei Problemen mit guten Ratschlägen geholfen hat. Auch bei der Probennahme konnte ich mich auf die Unterstützung von Mag. Hansjörg Hoyer und Mag. Dominik Altmann verlassen, da Sie diese organisierten und mir bei der Freilandarbeit stets hilfreich waren.

Auch dem Department Limnologie und Hydrobotanik danke ich für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes. Ich danke auch der MA 45 für die kontinuierliche Weitergabe der Pegeldata des Wienflusses.

Bei meinem Freund Bernhard Strobel bedanke ich mich herzlich für das Korrekturlesen meiner Diplomarbeit und für die vielen guten Verbesserungsvorschläge.

Zuletzt möchte ich mich noch bei meiner Familie bedanken, insbesondere meinen Eltern, die sehr viel Geduld mit mir hatten und mich immer unterstützt haben.

Inhaltsverzeichnis

I. Einleitung und Fragestellung	9
II. Material und Methoden	13
II. 1 Untersuchungsgebiet	13
II. 1. 1 Charakteristik des Wienflusses	13
II. 1. 2 Versuchsstrecke Hackinger Steg	14
II. 1. 3 Probenstellen	15
II. 2 Hydro – morphologische, chemo – physikalische Messungen und Ufervegetation	18
II. 3 Fischzönosen	20
II. 4 Fischlarven	22
III. Ergebnisse	23
III. 1 Hydro – morphologische, chemo- physikalische Messungen und Ufervegetation	23
III. 1. 1 Hydro – morphologische Messungen im Untersuchungsgebiet	23
III. 1. 2 Hydro – Morphologische Messungen in den Flussabschnitten	24
III. 1. 2 Morphologische, Chemo – physikalische Messungen und Ufervegetation in den Flussabschnitten	28
III. 1. 3 Hydrologische Messungen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke	33
III. 1. 4 Morphologische Messungen und Ufervegetation in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke	34
III. 2 Fischzönosen in den Flussabschnitten	37
III. 2. 1 Artenzusammensetzung	37
III. 2. 2 Abundanz und Biomasse	42
III. 2. 3 Längenfrequenz ausgewählter Arten	47
III. 2. 4 Biodiversität	60
III. 2. 5 Habitatnutzung	61
III. 2. 6 Markierung und Wiederfang	63
III. 3 Fischzönosen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke	65

III. 3. 1 Abundanz und Biomasse	65
III. 3. 2 Biodiversität.....	66
III. 3. 3 Saisonale Längenfrequenzanalyse	67
III. 4 Fischlarven	71
III. 4. 1 Hydro – morphologische Messungen in den Flussabschnitten und in der Versuchsstrecke	71
III. 4. 2 Abundanz, Familien und Larvenstadien in den Flussabschnitten	72
III. 4. 3 Abundanz und Larvenstadien in der Versuchsstrecke	75
III. 4 Zeitliche Entwicklung der Versuchsstrecke seit der Implementierung in den Jahren 2003/2004	77
III. 4.1 Hydro – morphologische Variablen	77
III. 4. 2 Veränderungen der Fischzönose	79
IV. Diskussion.....	83
IV. 1 Hydro – morphologische, chemo- physikalische Variablen und Ufervegetation in den Flussabschnitten	83
IV. 2 Fischzönosen in den Flussabschnitten	84
IV. 3 Fischzönosen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke.....	86
IV. 4 Fischlarven.....	87
IV. 4. 1 Hydro – morphologische Variablen	87
IV. 4. 2 Verteilung der Fischlarven zwischen den Flussabschnitten und innerhalb der Versuchsstrecke	87
V. Ausblick	89
VI. Literatur	91
CURRICULUM VITAE	95

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchungsgebiet, Lage der beprobten Flussabschnitte.....	14
Abbildung 2: Übersichtsbild der Versuchsstrecke mit den einzelnen Probenstellen F3 – F8_2, adaptiert nach Keckeis et al. (2008).....	16
Abbildung 3: Fotos der Flussabschnitte und Probenstellen	17
Abbildung 4: Pegelverlauf bei Messstation Kennedybrücke 01.01.2007 – 31.12.2007.....	23
Abbildung 5: Beziehung zwischen Pegelstand und Durchfluss im restrukturierten Abschnitt Hackinger Steg für niedrige Pegelstände	24
Abbildung 6: Maximaltiefe der Flussabschnitte im Untersuchungszeitraum.....	25
Abbildung 7: Box Plot der Wassertiefenwerte in den drei Flussabschnitten im Jahresverlauf.	26
Abbildung 8: Box Plot der Fließgeschwindigkeiten in den drei Flussabschnitten im Jahresverlauf.....	27
Abbildung 9: Flächenanteile der Substratklassen Steine und Schotter in der Versuchsstrecke im Jahresverlauf	31
Abbildung 10: Vergleich der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in den 3 Mesohabitaten Run, Pool durchströmt und Pool strömungsberuhigt	34
Abbildung 11: Anzahl der Arten in den einzelnen Flussabschnitten zu den jeweiligen Probenterminen	38
Abbildung 12: Kumulative Artenzahl im Jahresverlauf in den 3 Flussabschnitten.....	39
Abbildung 13: Prozentuelle Artenzusammensetzung in den drei Flussabschnitten Kontrollstrecke, Staubereich Ufer und Versuchsstrecke.....	40
Abbildung 14: Boxplots der Abundanzen, Biomasse, Artenzahl und des Shannon-Wiener Index in den drei Flussabschnitten.....	41
Abbildung 15: Abundanzen in den einzelnen Flussabschnitten im Jahresverlauf	42
Abbildung 16: Abundanzen einzelner ausgewählter Arten im Jahresverlauf in den drei Flussabschnitten.....	44
Abbildung 17: Biomasse einzelner ausgewählter Arten im Jahresverlauf in den drei ausgewählten Flussabschnitten.....	46
Abbildung 18: Längenfrequenz der Art <i>Barbatula barbatula</i> im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten	49
Abbildung 19: Längenfrequenz der Art <i>Cottus gobio</i> im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten.....	51
Abbildung 20: Längenfrequenz der Art <i>Gobio gobio</i> im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten.....	53
Abbildung 21: Längenfrequenz der Art <i>Leuciscus cephalus</i> im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten	55
Abbildung 22: Längenfrequenz der Art <i>Phoxinus phoxinus</i> im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten	57
Abbildung 23: Längenfrequenz der Arten <i>Salmo trutta</i> und <i>Rutilus rutilus</i> im saisonalen Verlauf in den ausgewählten Flussabschnitten	59
Abbildung 24: Habitatnutzung der häufigsten Fischarten in der Versuchsstrecke.....	63

Abbildung 25: Kumulative Anzahl der Markierungen und Wiederfänge in Prozent der kumulativen Anzahl der Markierungen an den Probenterminen in den Abschnitten Versuchsstrecke und Staubereich.	64
Abbildung 26: Abundanz, Biomasse und Shannon-Wiener Index in den drei Mesohabitaten.....	66
Abbildung 27: Längenfrequenz der Mesohabitate Run, Pool durchströmt und Pool strömungsberuhigt im saisonalen Verlauf ohne Auftrennung nach Arten.....	69
Abbildung 28: obere Grafiken: Boxplot der Wassertiefe zwischen den Flussabschnitten (links) und dem linken und rechten Ufer in der Versuchsstrecke (rechts); untere Grafiken: Boxplot der Fließgeschwindigkeit zwischen den Flussabschnitten (links) und dem linken und rechten Ufer in der Versuchsstrecke (rechts).....	72
Abbildung 29: oberste Grafik: Auftrennung der Fischlarven nach Familie am 16.05.07; 2te Grafik von oben: Abundanzen der Fischlarven in den Flussabschnitten am an beiden Terminen; 3te Grafik von oben: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien am in den Flussabschnitten am 16.05.07; unterste Grafik: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in den Flussabschnitten am 19.06.07	74
Abbildung 30: oben: Abundanzen der Fischlarven zwischen den Ufern in der Versuchsstrecke zu den zwei Probenterminen; mitte: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in der Versuchsstrecke am 16.05.07; unten: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in der Versuchsstrecke am 19.06.07.....	76
Abbildung 31: Links: Beziehung zwischen dem Pegelstand Kennedybrücke und den Maximaltiefen in den Abschnitten der Kontrollstrecke und der Versuchsstrecke, Rechts: Regression der Kontrollstrecke und Versuchsstrecke in 2003/2004.	77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gemessene abiotische Parameter, verwendete Messgeräte und Anzahl der Messungen zu den Probestermeninen	18
Tabelle 2: Abiotische Choriotope in Fließgewässern modifiziert nach Moog (1994)	19
Tabelle 3: Berechneter Durchfluss an den Probestermeninen zu den jeweiligen Pegelständen	24
Tabelle 4: Abiotische Variablen Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH für die einzelnen Flussabschnitte zu den Probestzeitpunkten.....	29
Tabelle 5: Prozentueller Flächenanteil der Substratklassen Steine, Schotter und versiegelter Sohle in den einzelnen Flussabschnitten zu den Probestzeitpunkten;	30
Tabelle 6: Prozentueller Flächenanteil der Substratauflage in den einzelnen Flussabschnitten zu den Probestzeitpunkten.....	32
Tabelle 7: Prozentueller Flächenanteil der Vegetation an der Uferlinie, getrennt nach linkem und rechtem Ufer; Beschattung in Flächenprozent	33
Tabelle 8: Abkürzungen der Artnamen und Familienzugehörigkeit der vorgefundenen Arten, Zuordnung der Rheophilie nach Schiemer & Waidbacher (1992) und der Gefährdung (Spindler et al., 1997).....	37
Tabelle 9: Shannon-Wiener-Index als Maß für die Biodiversität in den drei Flussabschnitten	60
Tabelle 10: Evenness in den drei ausgewählten Flussabschnitten im Jahresverlauf	61
Tabelle 11: Habitatnutzung: Korrelationen der Arten und der Umweltvariablen mit der 1. und 2. Achse.....	61
Tabelle 12: Habitatnutzung: Eigenwerte, Arten – Umweltbeziehungen und Ergebnisse.....	62
Tabelle 13: Shannon-Diversitäts Index in den drei Mesohabitaten Run, Pool durchströmt und Pool strömungsberuhigt im Jahresverlauf	67
Tabelle 14: Evenness in den drei Mesohabitaten Run, Pool durchströmt und Pool strömungsberuhigt.....	67
Tabelle 15: 25% Percentil, Median und 75% Percentil der Fischlängen in den Mesohabitaten Run, Pool durchströmt und im strömungsberuhigten Pool im saisonalen Verlauf.....	70
Tabelle 16: Vergleich der maximalen Werte von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe nach Fertigstellung der Versuchsstrecke im Jahr 2003/2004 und der Untersuchung im Jahr 2007 in der Versuchsstrecke bei gleichen Pegelständen.....	79

I. Einleitung und Fragestellung

Die Gewässermorphologie, die longitudinale und laterale Konnektivität sowie der Sedimenttransport und das Abflussverhalten sind global in vielen Fließgewässern beeinträchtigt (Martinet & Dubost, 1992; Benke, 1990; Dynesius & Nilsson, 1994). In Österreich erfuhren 80% der 52 größten Fließgewässer eine starke Beeinträchtigung durch anthropogene Maßnahmen (Muhar et al., 2000).

Veränderungen der Habitatheterogenität (Verlust von Laichplätzen, Unterständen ect.) können zu Veränderungen der Fischfauna bezüglich Artenzahlen, Abundanzen und Biodiversität führen (Pretty et al., 2003, Roni et al., 2002). Restrukturierungsmaßnahmen wie Gerinneaufweitung, Einbringen von Laichsubstrat, Erstellen von Pools ect. (Roni et al., 2005) können oft nicht systemweit in kanalisierten Flüssen durchgeführt werden. Deshalb beschränkt man sich auf lokale Maßnahmen (Weber et al., 2008), die jedoch im Hinblick auf Abundanzen und Diversität nicht immer von Erfolg gekrönt sind (Pretty et al., 2003). Viele Untersuchungen demonstrieren die positiven Effekte von „instream structures“ bei Salmoniden (Roni et al., 2003, 2005 und Referenzen darin; Näslund, 1989), was allerdings Abundanz und Biomasse betrifft, können diese „instream structures“ nicht immer zu den gewünschten Erfolgen führen (Roni et al., 2005). Über die Effekte von Restrukturierungen bei Cypriniden ist dagegen weniger bekannt (Roni et al., 2005).

Im Allgemeinen ist die Habitatnutzung von Fischen wie bei anderen Tieren selten zufällig (Kramer et al., 1997). Fische wählen bestimmte Habitateigenschaften gegenüber anderen aus und zeigen erhöhte Abundanzen an Stellen mit passenden Habitaten (Sheaves, 1996). Aufgrund der physikalischen Charakteristika können viele temperate Flüsse in Habitatebenen bezogen auf die Länge (Mikrohabitat 10^{-1} m, riffle-pool 10^0 m und Flussabschnitt 10^1 m) eingeteilt werden (Frissel et al., 1986). Die räumliche Anordnung der Habitate wird in vielen Untersuchungen nicht miteinbezogen und daher wird die räumliche Beziehung zwischen den Habitateigenschaften ignoriert (Essington & Kitchel, 1999).

Daher ist ein Ziel dieser Diplomarbeit, die räumliche und zeitliche Verteilung von Fischen in einer restrukturierten Versuchsstrecke des Wienflusses zu untersuchen. Zusätzlich sollen im Rahmen dieser Diplomarbeit Grundlagen und eine Basis für eine Evaluierung erarbeitet werden. Obwohl schon zahlreiche Studien zur Habitatwahl

und Habitatnutzung (z.B. MacKenzie & Grenberg, 1988 und Referenzen darin; Garner, 1997; Zweimüller, 1995) durchgeführt wurden sind aufgrund der verschiedenen methodischen Ansätze wie etwa Untersuchungsdauer und Habitatebene (Mikrohabitat, riffle-pool und Flussabschnitt) doch noch Informationslücken vorhanden (Erős et al., 2003 und Referenzen darin).

Daher sollen in dieser Arbeit Untersuchungen angestellt werden, die ihren Beitrag zum Verständnis der Habitatwahl von Fischen leisten. Weiters soll untersucht werden, ob die Versuchsstrecke ein potentielles Habitat für Fischlarven und Jungfische darstellt.

Ein weiteres Ziel der Arbeit besteht darin, die zeitliche Entwicklung des Arteninventars und Fischbestandes 4 Jahre nach der Errichtung mit der Erstbesiedelung im ersten Jahr nach der Flutung zu vergleichen (Hoyer, 2007).

Dazu wurden folgende Hypothesen erarbeitet:

Haben die unterschiedlichen Mesohabitate (Run und Pool) in der Versuchsstrecke einen Einfluss auf die Verteilung (Habitatwahl) von Fischen?

Ist eine Veränderung der Fischzönose mit fortschreitender zeitlicher Entwicklung (Sukzession) bemerkbar?

Hat die restrukturierte Versuchsstrecke einen Einfluss auf die Verteilung der Fischlarven?

Im Einzelnen wurde anhand der nachfolgenden Fragestellungen versucht die oben genannten Hypothesen zu beantworten:

- Unterscheidet sich die restrukturierte Versuchsstrecke von einer Rückstau­strecke und einem hart verbauten Flussabschnitt (Kontrollstrecke) hinsichtlich Abundanzen und Arten? Sind räumliche Verteilungsmuster erkennbar? Welche abiotischen Faktoren korrelieren mit diesen Mustern?
- Gibt es Unterschiede zwischen den Mesohabitaten „Run“, „durchströmten Pool“ und „strömungsberuhigten Pool“ in der Versuchsstrecke hinsichtlich Artenzahl, Abundanz und Individuengröße?
- Sind Unterschiede in der Dynamik der Zu- und Abwanderung feststellbar, und inwieweit bestehen Unterschiede hinsichtlich dieser Austauschprozesse zum ersten Jahr nach der Flutung?

- Inwieweit bestehen Unterschiede zu Situation im ersten Jahr nach der Flutung innerhalb der Versuchsstrecke bezüglich Abundanz, Größe und Arten der Fische?
- Sind Unterschiede in der Fischlarvenverteilung zwischen und innerhalb der untersuchten Flussabschnitte erkennbar?

II. Material und Methoden

II. 1 Untersuchungsgebiet

II. 1. 1 Charakteristik des Wienflusses

Der Wienfluss entspringt als „Dürre Wien“ in 620 m Seehöhe am Kaiserbrunnberg bei Rekawinkel. Den Namen Wienfluss erhält er erst ab der Vereinigung mit dem Pfalzauer Bach im Zentrum von Pressbaum. Er wird auf einer Länge von 34 km von der Quelle bis zur Mündung in den Donaukanal von 124 Zubringern gespeist. Das Einzugsgebiet hat eine Fläche von 230 Quadratkilometern, wobei zwei Drittel auf das Wiener Stadtgebiet entfallen. Im Stadtgebiet fließt der Wienfluss in einem 15 Kilometer langen künstlichen Betonbett (Mariabrunn bis Mündung Donaukanal). Im urbanen Einzugsgebiet kann das Regenwasser nicht versickern und vermischt sich mit den Abwässern in der Kanalisation. Dieses Mischwasser gelangt dann durch Überläufe bei Regenfällen in den Wienfluss. Durch die vorherrschende geologische Situation im Wienerwald kann der Fluss in sehr kurzer Zeit enorme Wassermassen führen. Der Sandstein in diesem Gebiet ist sehr schnell wassergesättigt und daher wird ein Großteil des Niederschlages oberflächlich abgeführt. Diese Hochwässer sind jedoch nicht ausschließlich auf extreme natürliche Abflüsse, sondern vermutlich z.T. auch auf die Folgen anthropogener Eingriffe wie z.B. Regulierungsmaßnahmen, Bodenversiegelung durch Verbauung, zurückzuführen (Jungwirth et al., 2003).

Die Wien wird dem winterstarken pluvio nivalen Regime zugeordnet. Kennzeichnend dafür ist das Abflussmaximum in den Monaten März und April, sowie das Vorhandensein weiterer Maxima im Jahresgang. Beim winterstarken pluvio nivalen Regime fällt die mittlere Abflussganglinie nach dem Hauptmaximum kontinuierlich bis zum Herbstmaximum ab. In den Wintermonaten (meist Dezember und Jänner) wird durch direkt abflusswirksame Niederschläge ein zweites Maximum ausgebildet (Mader et al., 1996).

Der Wienfluss hat bei Mittelwasser einen Durchfluss von $1,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Niederwasser ca. $0,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Dieser kann bei Starkregenereignissen innerhalb von Stunden auf bis zu $461 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (HQ 1000) ansteigen. Die Hochwasserregulierung erfolgt einerseits mittels der Retentionskapazität des Wienerwaldsees (Stausee bei Pressbaum) und andererseits durch steuerbare Wehranlagen der Rückhaltebecken beim Auhof im Westen von Wien (Bundeswasserbauverwaltung, Jahresbericht 2006).

II. 1. 2 Versuchsstrecke Hackinger Steg

Das Untersuchungsgebiet liegt im 14. Wiener Gemeindebezirk Hütteldorf. Die Untersuchungen fanden im dort verlaufenden Wienfluss statt ($48^{\circ}12'N$ $16^{\circ}15'E$).

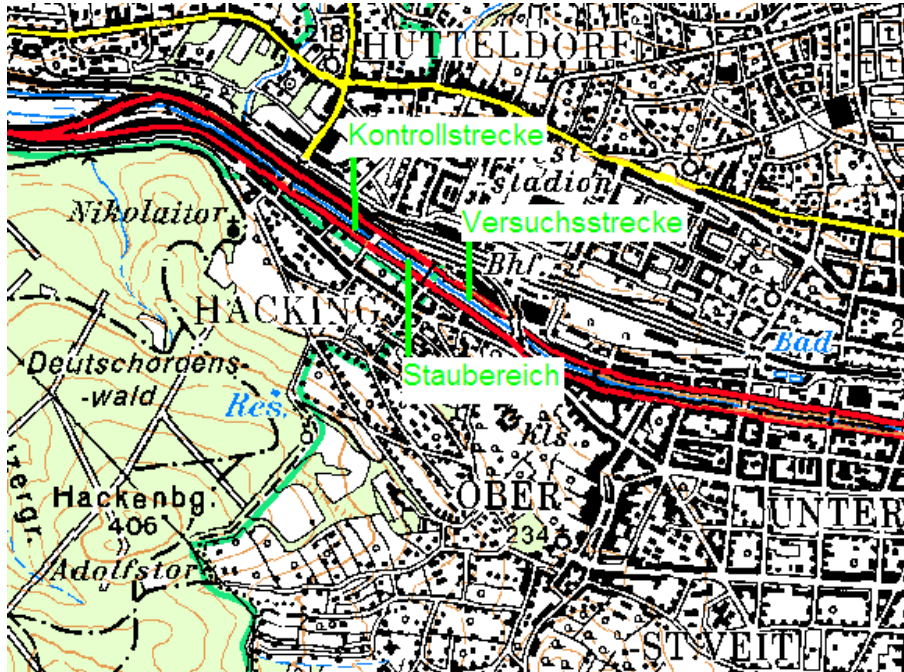


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet, Lage der beprobten Flussabschnitte;
Österreichische Karte 1 : 50000 (ÖK50-Ost)

Im Juli 2003 wurde bei Flusskilometer 11,31 bis 11,21 die Versuchsstrecke angelegt. Bis zu diesem Zeitpunkt floss der Wienfluss in diesem Bereich in einem monotonen, trapezförmigen Bachbett mit verfugter Sohle und wies keine Strukturen bzw. keine heterogenen Habitate auf. Auf einer Strecke von 100 Metern wurde versucht durch Sohlschwellen und Aufbringen von Substrat, dem Fluss wieder ein naturnahes Bachbett zu verleihen.

Im Bereich zweier Doppel- und einer Einfachsohlschwelle wurde großflächig die alte Sohle entfernt, um eine ausreichende Verankerung der Schwellen im Untergrund zu gewährleisten. Die eingebauten Sohlschwellen dienen einerseits dazu, das eingebrachte Substrat vor einer Ausschwemmung zu bewahren, andererseits sollen sie mithelfen, die jeweils anschließend an die Schwellen verwirklichten Kolke, also Bereiche größerer Tiefe, durch die von ihnen verursachten Turbulenzen von Sediment freizuhalten. Auf der restlichen Fläche erfolgte eine Sohlneugestaltung durch Verlegung beziehungsweise Aufschüttung verschieden großer Bruchsteine, sowie einer Verfüllung der Lückenräume mit Kies und Schotter. Zwangsläufig entstand dadurch ein Niveauunterschied zu den flussauf und flussab gelegenen

Flussabschnitten. Rechtsufrig wurde entlang des neugestalteten Bachbettes ein Vegetationsstreifen aus Weiden und Krautigen/Gräsern angelegt, der bei erhöhten Wasserständen zusätzlich zu den Kolken als Refugium dienen soll.

Linksufrig entlang der gesamten Versuchsstrecke wurde ein Begleit- und Erhaltungsweg aus Fertigbetonteilen angelegt. Damit aber die Fläche unter dem Begleitweg im ohnehin schon stark eingeschränkten Querprofil des Gerinnes nicht für eine laterale Ausdehnung der Gewässeroberfläche verloren ging, wurde das Fundament in diesem Fall nicht als geschlossenes, durchgehendes Bauwerk ausgeführt, sondern es wurde stattdessen einer Variante aus Einzelfundamentblöcken von 1 m Länge und einem Abstand zueinander von 2 m der Vorzug gegeben (Hoyer, 2007). Um das Flusskontinuum zu erhalten, wurden oberhalb und unterhalb Sohlanrampungen angelegt. Die untere Sohlanrampung wurde aber durch 3 Kanalaröhren ersetzt, da der Begleitweg an dieser Stelle den Wienfluss überquert. Durch diese Bauweise wurde der kontinuierliche Verlauf des Gewässers gestört, da diese Röhren aufgrund ihrer hohen Fließgeschwindigkeit (Werte bis 2 m pro Sekunde bei Tiefen bis 12 cm und einem mittleren Pegelstand von 18 cm) ein schwer passierbares Hindernis für die Wasserlebewesen darstellen (z.B. Zbinden et al., 2004; Jungwirth et al., 2003).

II. 1. 3 Probenstellen

Die Probenstellen in der Versuchsstrecke bestanden aus einer Abfolge von Runs und Pools (Abb. 2). Die Stellen 3, 5 und 7 bezeichneten die Runs; Sie wurden auf einer Länge von 10 m beprobt. Die Pools bekamen die Ziffern 4, 6 und 8 zugewiesen; hier richtete sich die Länge der Beprobung nach den vorherrschenden Bedingungen, sodass der komplette Kolk unterhalb einer Schwelle erfasst wurde. Die obere Begrenzung stellte die Schwelle selbst dar.



Abbildung 2: Übersichtsbild der Versuchsstrecke mit den einzelnen Probenstellen F3 – F8_2, Strömungsrichtung von links nach rechts; adaptiert nach Keckeis et al. 2008.

Die Probenstellen 6 und 8 wurden für die Datenerhebung in die 2 Mesohabitate Pool durchströmt (Pool d) und Pool strömungsberuhigt (Pool s) aufgetrennt, da bedingt durch die Schwellenwinkel und die Neigung ein unterschiedliches Strömungs- und Tiefenmuster innerhalb dieser Kolke hervorgerufen wurde.

Der Staubereich befindet sich direkt oberhalb der Versuchsstrecke und ist durch eine Uferbefestigung aus großen Steinen, geringe Strömungsgeschwindigkeiten und größere Wassertiefen gekennzeichnet. In diesem Flussabschnitt wurden drei 10 m lange Uferstreifen (Stellen 9_1; 9_2; 9_3) mit jeweils 10 m Abstand unmittelbar am orographisch linken Ufer beprobt. Die Breite dieser Uferstreifen wurde auf 1 m festgesetzt.

Die Kontrollstrecke liegt stromauf vom Staubereich bei Flusskilometer 11,5 und wurde auf einer Länge von 10 m beprobt. Dieser Abschnitt stellt einen hart verbauten Teil des Wienflusses mit versiegeltem monotonem trapezförmigem Flussbett dar, wie er für die innerstädtische Strecke kennzeichnend ist. Die Nummerierung der Probenstellen erfolgte analog der Studie nach Hoyer (2007) um einen Vergleich zu vereinfachen.

Die Referenz ist in dieser Diplomarbeit nicht wie allgemein üblich ein natürlicher bzw. naturnaher Abschnitt eines Fließgewässers, sondern der schlechte ökologische Ist-Zustand der Kontrollstrecke in diesem Bereich des Wienflusses.



Abbildung 3: links oben: Kontrollstrecke; rechts oben: Staubereich Ufer; links Mitte: Versuchsstrecke; rechts Mitte: Stelle 8_1 (Pool durchströmt); links unten: Versuchsstrecke mit Algenmatten (18.06.07); rechts unten: Stelle 8_2 (Pool strömungsberuhigt); Fotos: Thomas Schopf.

Probentermine

Die Untersuchung der Probenstellen erstreckte sich über den Zeitraum März bis Dezember 2007. Die Beprobungen fanden in monatlichen Intervallen am 12. April, 18. Mai, 18. Juni, 12. Juli, 22. August, 13. September, 11. Oktober, 15. November und 3. Dezember 2007 statt.

II. 2 Hydro – morphologische, chemo – physikalische Messungen und Ufervegetation

Folgende abiotische Variablen wurden unmittelbar vor jeder Befischung an den Probenstellen 3 bis 10 gemessen: Leitfähigkeit, pH-Wert und Wassertemperatur. Darüber hinaus wurden nach der Befischung noch weitere hydromorphologische Variablen wie Tiefe und Strömung ermittelt, 30 mal pro Probenstelle in der Kontroll- und Versuchsstrecke bzw. 10 mal pro Probenstelle im Staubereich (Tab.1). Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit erfolgte in 60% der Wassertiefe, das entspricht in etwa der mittleren Fließgeschwindigkeit in der Wassersäule. Diese liegt nach Giller & Malmqvist (1998) nahe diesem Punkt bei 0,6 der Tiefe von der Oberfläche und macht ungefähr 80-90% der Oberflächengeschwindigkeit aus. Zusätzlich erfolgte eine dreimalige Messung der Breite für jede Probenstelle.

Tabelle 1: Gemessene abiotische Parameter, verwendete Messgeräte und Anzahl der Messungen zu den Probenterminen.

Parameter	Einheit	Messgerät	N
Leitfähigkeit	$\mu\text{S cm}^{-1}$	WTW Cond 330i	1 pro Probenstelle
pH-Wert		WTW pH 330	1 pro Probenstelle
Wassertemperatur	$^{\circ}\text{C}$	WTW pH 330	1 pro Probenstelle
Pegel	m	Messstation MA 45	kontinuierlich
Strömung	m s^{-1}	Flo-Mate, Fa. Marsh-McBirney, Inc.	30 bzw. 10 pro Probenstelle
Wassertiefe	m	Messlatte	30 bzw. 10 pro Probenstelle
Gewässerbreite	m	Maßband	3 pro Probenstelle
Ufervegetation	Kategorie 1 - 2	prozentuelle Einschätzung	1 pro Probenstelle
Beschattung	Prozent der Wasserfläche	prozentuelle Einschätzung	1 pro Probenstelle
Substrat	Klasse 1 - 3	prozentuelle Einschätzung	1 pro Probenstelle
Auflage	Klasse 1 - 2	prozentuelle Einschätzung	1 pro Probenstelle

Die Pegeldata für die Erfassung des Abflussgeschehens wurden von der Pegelmessstation Kennedybrücke gemessen und von der MA 45 zur Verfügung

gestellt (Messung im 5-Minuten-Intervall). Für die vorliegende Studie wurde der Tagesmittelwert als Maß für den Pegel verwendet.

Zu jedem Untersuchungstermin (ausgenommen des ersten Termins am 12. April 2007) erfolgte eine Durchflussmessung in einem Quertransekt mittels Fließgeschwindigkeits- und Tiefenmessungen, und zwar in Abständen von 1 Meter am Übergangsbereich zwischen Versuchsstrecke und Staubereich.

Die Berechnung des Durchflusses für jedes Kompartiment erfolgte nach der Formel:

$$Q = y * w * v$$

Q= Durchfluss eines Kompartiments

y= mittlere Tiefe zweier Kompartimente

w= Breite des Kompartiments

v= mittlere Strömungsgeschwindigkeit zweier Kompartimente

Der Gesamtdurchfluss errechnete sich aus der Formel: $Q_{\text{ges}} = \sum Q_{\text{Kompartimente}}$.

Eine visuelle Abschätzung wurde für folgende Variablen durchgeführt: Die Größenzusammensetzung des Sediments, die prozentuelle Bedeckung der Sohle durch Feinsediment und Algen, das Auftreten der Ufervegetation und der Beschattungsgrad zu Mittag in Flächenprozent.

Das Sediment wurde in die 3 Klassen Steine, Schotter und versiegelte Sohle eingeteilt. Dabei umfasste die Klasse der „Steine“ die Substrattypen Megalithal, Makrolithal und Mesolithal. Die Substrate Mikrolithal, Akal und Psammal fallen in die Klasse „Schotter“ (Tab. 2).

Tabelle 2: Abiotische Choriotope in Fließgewässern (modifiziert nach Moog, 1994; Moog et al, 1999).

Substrat- bezeichnung	Megalithal	Makrolithal	Mesolithal	Mikrolithal	Akal	Psammal	Pelal
Korngröße	>40 cm	20-40 cm	6,3-20 cm	2-6,3 cm	0,2-2cm	0,063-2mm	<0,063mm
Verbale Beschreibung	Fels, Blöcke	Blockwerk, Steine	Steine	Grobkies (Schotter)	Fein- u. Mittelkies	Sand	Schlick, Schlamm
Substratklasse	Steine	Steine	Steine	Schotter	Schotter	Schotter	Auflage

Die Auflage auf das Sediment durch Algen und Schlamm (Tab. 2) wurde visuell geschätzt und in Prozent der Gesamtfläche angeführt. Die Ufervegetation (bis 1m Abstand von der Wasseranschlagslinie) wurde in die Kategorien Bäume/Sträucher und Gräser/Krautige eingeteilt und der prozentuelle Anteil an der gesamten Uferlänge angeführt.

Die abiotischen Datensätze der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit wurden für die statistische Analyse nach der Formel $x' = \log(x+1)$ transformiert, um so eine Annäherung an eine Normalverteilung zu erhalten. Die Auswertung erfolgte mittels Kruskal-Wallis-Test, als Post-hoc-Test wurde Tamhane (T2) verwendet, da Varianzhomogenität nicht vorausgesetzt wird.

II. 3 Fischzönos

Die Probennahmen erfolgten mit einem Gleichstromaggregat (Honda GX 340; 8,1 kW; 240 V; 2.4 A) und einer Ringanode mit 30 cm Durchmesser.

Insgesamt wurden zu jedem Termin 12 Probenstellen elektrisch befischt, wobei an jeder Stelle eine Probe entnommen wurde. Die Erfassung der Befischungszeit als Maß für den Fangaufwand erfolgte mit einer Genauigkeit von ± 30 Sekunden. Alle eingefangenen Individuen wurden auf Artniveau bestimmt, und bei mindestens 30 Individuen pro Probenstelle wurde außerdem die Totallänge (± 1 mm) und das Frischgewicht (± 1 g) gemessen.

Bei Individuenzahlen einer Art über 30 wurden die restlichen Fische gezählt. Diesen wurde eine mittlere Länge und ein mittleres Gewicht zugewiesen, das aus den mindestens 30 gemessenen Fischen berechnet wurde. In einigen Fängen mit sehr hohen Abundanzen erfolgte die Messung der Länge der beiden Arten *Leuciscus cephalus* und *Rutilus rutilus* im Freiland, die Biomassen wurden mittels einer Längen-Gewichtsregression berechnet.

Zur Abschätzung der Populationsgröße und der Austauschraten (Immigration- bzw. Emigration) wurden alle Individuen mit einer Totallänge ≥ 150 mm vor der Afterflosse mit einer blauen Farbmarkierung (Farbstoff: Alcyanblau; Injektionspistole PanJet-Wright Health Group LTD.) versehen. Die Markierungen erfolgten einmalig, bzw. bei Verblassung erfolgte eine Nachmarkierung.

Die Befischungsdaten (CPUE, Biomasse) wurden nach McCune & Grace (2002) transformiert da viele Werte <1 waren und um eine Annäherung an eine Normalverteilung zu erhalten:

$$x' = \log(x+d) - c$$

$$c = \text{Int}(\log(\min(x)))$$

$$d = \log^{-1}(c) = 10^{(c)}$$

$\min(x)$ = kleinste „nicht 0“-Wert des Datensets

$\text{Int}(x)$ = eine Funktion, die eine Zahl auf die Ziffern vor dem Komma reduziert

Die entsprechende Rücktransformation erfolgte nach der Berechnung der Mittelwerte und der Standardabweichung nach der Formel:

$$x = 10^{(y)} * 10^{(c)} - d$$

Der mit den logarithmierten Daten berechnete arithmetische Mittelwert entspricht in der rücktransformierten Form dem geometrischen Mittel, die Endpunkte der in der logarithmischen Datenmatrix errechneten Intervalle für die Standardabweichung (Mittelwert \pm Standardabweichung) ergeben nach der Rücktransformation oberes und unteres Limit des Streumaßes. Die statistische Auswertung erfolgte mittels der im Kapitel der Abiotik (Seite 20) beschriebenen Verfahren.

Des Weiteren wurden folgende Indizes verwendet:

Shannon-Wiener-Index (H' ; Townsend and Scarsbrook, 1997) für eine Beschreibung der Diversität nach der Formel:

$$H' = \sum(p_i) * \ln(p_i)$$

H' = Shannon-Wiener-Diversitätsindex

p_i = relative Häufigkeit der i-ten Art

\ln = natürlicher Logarithmus

Eveness (Townsend and Scarsbrook, 1997) für eine Beschreibung der Dominanzverhältnisse nach der Formel:

$$E = H' / \ln S$$

E Eveness

H' Shannon-Wiener-Diversitätsindex

S Anzahl der Arten eines Flussabschnittes zum Befischungstermin

Zur statistischen Auswertung sämtlicher Daten diente SPSS® 11.5 und CANOCO® 4.5, die Grafiken wurden mit Sigmaplot® 9.0 und Canodraw® 4.0 erstellt.

II. 4 Fischlarven

Die Probennahmen für Jungfische fanden am 16.05. und 19.06. 2007 statt. In der Versuchsstrecke erfolgten die Probennahmen entlang 4 Längstransekten im unmittelbaren Uferbereich, jeweils zwei links- bzw. rechtsufrig. Im Flussabschnitt Stau wurden 6 Längstransekte am linken Ufer befischt und in der Kontrollstrecke fanden zwei Beprobungen am linken und eine am rechten Ufer statt. Die Befischung fand auf Flächen von 1 m² (16.05.2007) bzw. 0,5 m² (19.06.2007) statt und wurde mit einem Stromaggregat (Honda GX 340; 8,1 kW; 600V), ausgestattet mit einer Ringanode (Durchmesser 30 cm) und einem Kescher mit der Maschenweite von 400 µm, durchgeführt. Weiters wurden die Wassertiefe sowie die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit jeweils dreimal pro Längstransekt gemessen. Zur genaueren Untersuchung wurden die Fischlarven mit Mineralwasser betäubt, danach in Alkohol fixiert und mit einem Binokular auf Familie und Larvenstadium nach Peñáz (2001) bestimmt. Für Vergleiche wurde die Abundanz der Fischlarven auf Individuen pro m² standardisiert.

Die statistische Auswertung erfolgte mittels Mann-Whitney-U und Kruskal-Wallis-Test. Als Post-hoc-Test wurde Tamhane (T2) verwendet.

III. Ergebnisse

III. 1 Hydro – morphologische, chemo- physikalische Messungen und Ufervegetation

III. 1. 1 Hydro – morphologische Messungen im Untersuchungsgebiet

Die Pegelstände im Jahr 2007 zeigten einen charakteristischen Verlauf mit niedrigem Niveau welches durch kurzfristig auftretende, vergleichsweise hohe Spitzen über den gesamten Jahresverlauf unterbrochen wurde (Abb.4).

Der mittlere Pegelstand über das Jahr betrug $0,19 \pm 0,11$ m. Die Monate mit dem höchsten mittleren Pegelwerten waren der Dezember mit $0,31 \pm 0,12$ m, November mit $0,26 \pm 0,06$ m und März mit $0,25 \pm 0,17$ m. Der Jahresmaximalwert wurde am 7. September mit einem Pegel von 1,70 m erreicht, gefolgt von einem Pegelstand von 1,33 m am 5. Mai.

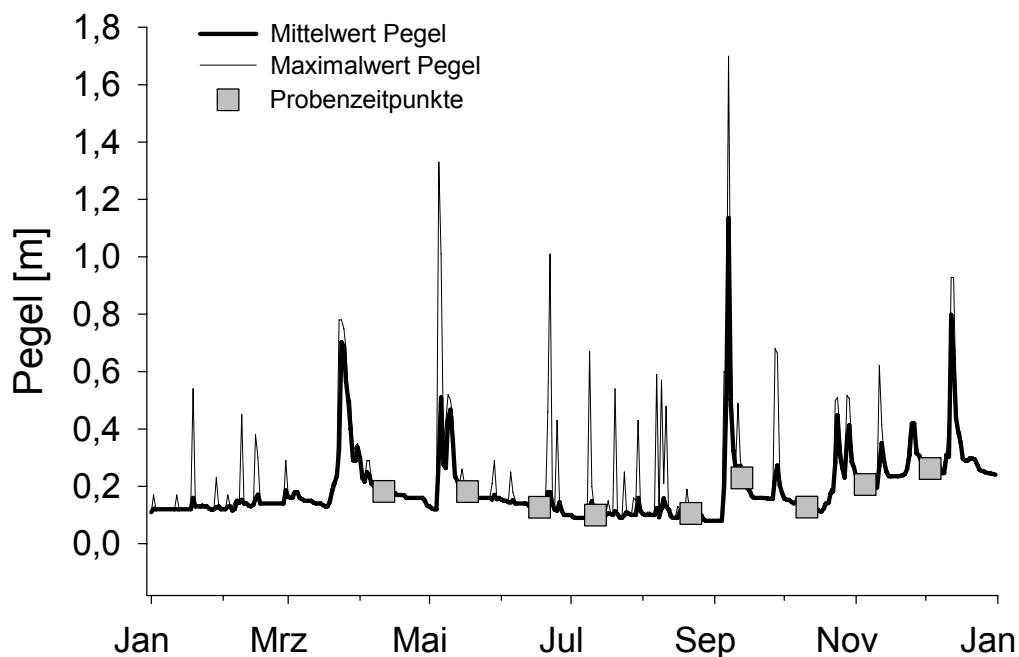


Abbildung 4: Pegelverlauf bei Messstation Kennedybrücke 01.01.2007 – 31.12.2007.
Durchgezogene dicke Linie = Tagesmittel, durchgezogene feine Linie = Tagesmaxima.

In Tab. 3 sind die jeweiligen berechneten Durchflüsse an den Probenterminen (Ausnahme April) ersichtlich. Weiters ist der Tagesmittelwert des Pegelstandes in der Tabelle aufgeführt.

Tabelle 3: Berechneter Durchfluss an den Probestermeninen zu den jeweiligen Pegelständen.

Datum	Pegelstand [m]	Durchfluss[m ³ s ⁻¹]
18.05.2007	0,18	1,01
18.06.2007	0,13	0,42
12.07.2007	0,10	0,29
22.08.2007	0,11	0,29
13.09.2007	0,23	1,66
11.10.2007	0,13	0,52
05.11.2007	0,21	1,35
03.12.2007	0,26	2,18

Zwischen den Pegelständen der jeweiligen Probestermine und den berechneten Durchflüssen ist eine signifikante Beziehung gegeben (Abb.5), die durch eine lineare Regression beschrieben wurde ($a = -0,97$; $b = 11,55$; $r^2 = 0,99$; $n = 8$, $p < 0,001$).

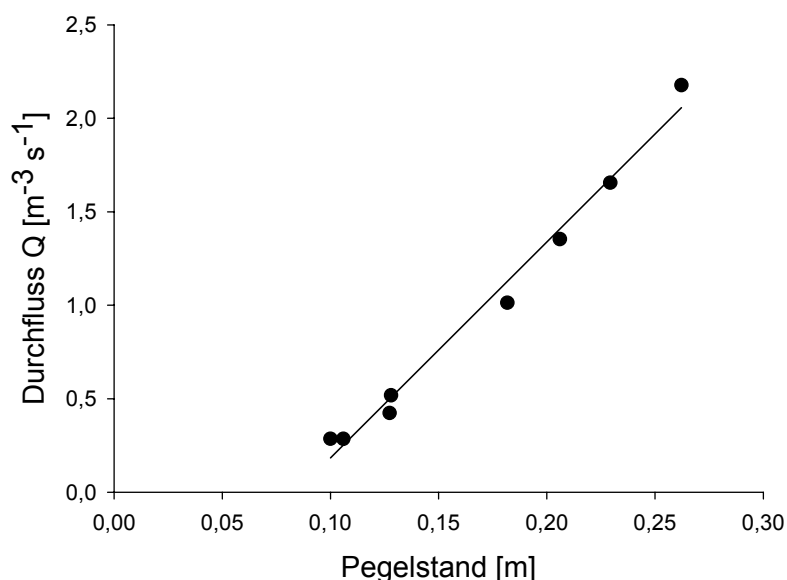


Abbildung 5: Beziehung zwischen Pegelstand und Durchfluss im restrukturierten Abschnitt Hackinger Steg für niedrige Pegelstände. Regressionsgleichung: $Q = -0,97 + 11,55x$; $p < 0,001$; $r^2 = 0,99$.

III. 1. 2 Hydro – Morphologische Messungen in den Flussabschnitten

In der Kontrollstrecke betrug die Maximaltiefe 0,38 m, in den Uferzonen des Staubereiches und in der Versuchstrecke wurden Werte von 0,93 m bzw. 0,98 m gemessen, es bestehen deutliche Unterschiede zwischen der Kontrollstrecke und den beiden anderen Abschnitten. Die Maximaltiefe in den drei Flussabschnitten blieb über den Untersuchungszeitraum relativ konstant. Im September, November und Dezember war, bedingt durch einen gering erhöhten Pegel, ein Anstieg zu verzeichnen. (Abb.6).

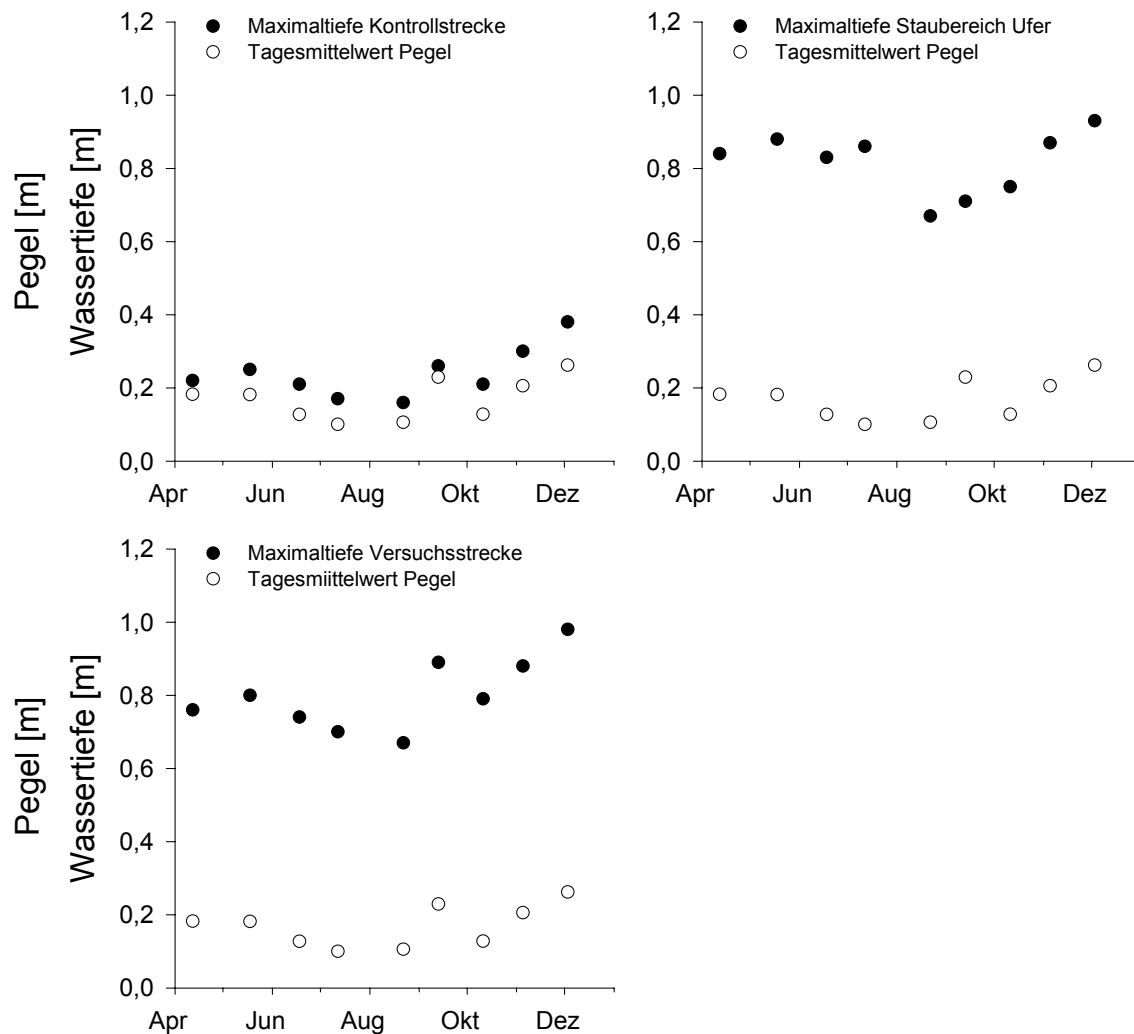


Abbildung 6: Maximaltiefe der Flussabschnitte im Untersuchungszeitraum (y-Achse Pegel und Wassertiefe).

Die geringsten Wassertiefenwerte wurden in der Kontrollstrecke festgestellt, gefolgt von der Versuchsstrecke (Abb. 7). Die durchwegs höchsten Tiefenwerte wurden bei den Probenstellen im Staubereich gemessen erreicht (Kruskal-Wallis, $n = 2700$, $p < 0,001$). Die geringste Spannweite (0,36 m) der Tiefenwerte war in der Kontrollstrecke zu beobachten, die größte Spannweite mit 0,96 m wurde dagegen in der Versuchsstrecke.

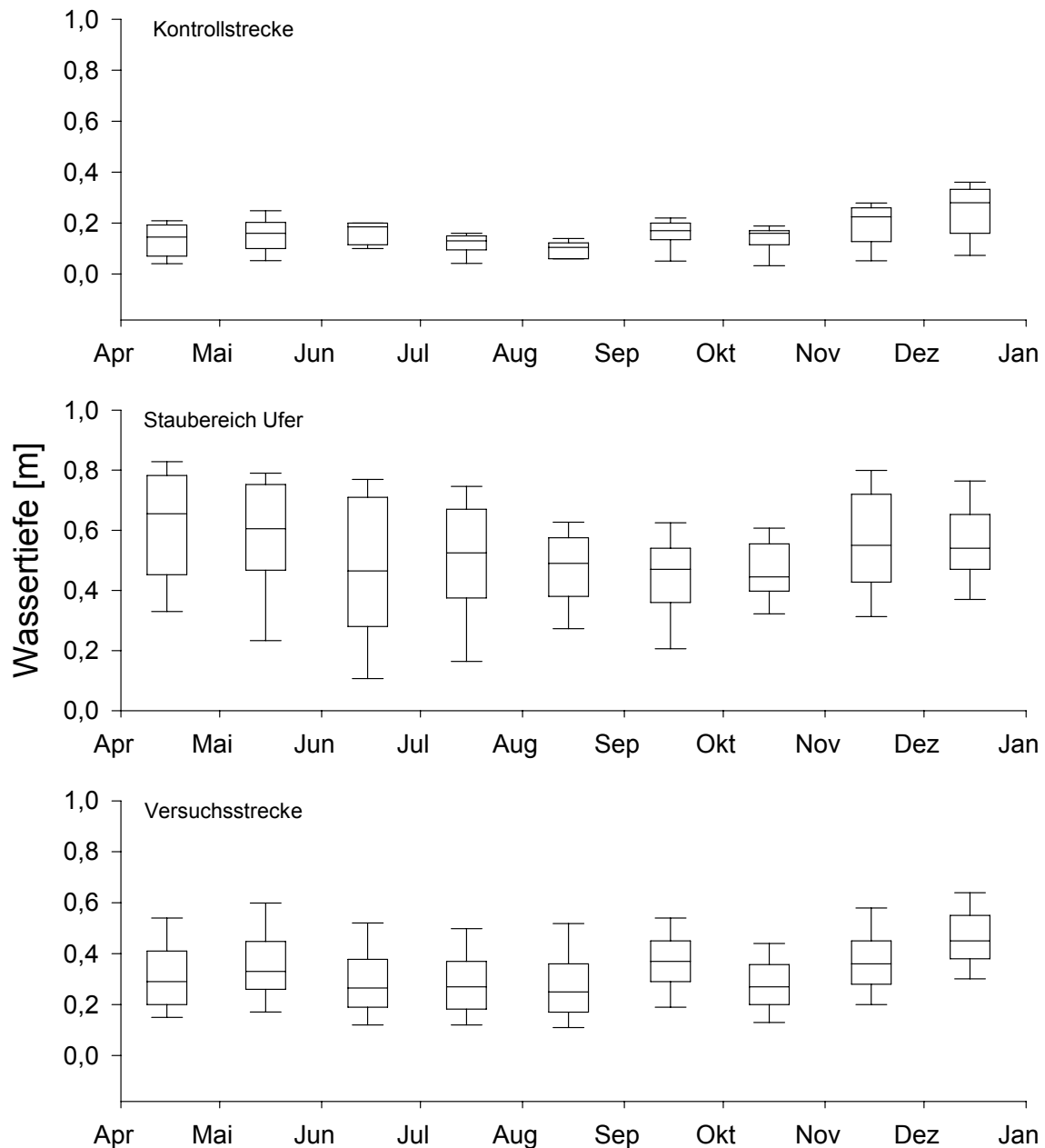


Abbildung 7: Box Plot der Wassertiefenwerte in den drei Flussabschnitten im Jahresverlauf (Jahresmedian: Kontrollstrecke 0,16 m; Staubereich Ufer 0,52 m; Versuchsstrecke 0,32 m).

Beim Vergleich der Wassertiefenmessungen der untersuchten Abschnitte wies die Referenz die absolut geringsten Werte auf, die Tiefenwerte der Versuchsstrecke lagen im Mittel immer zwischen jenen von Referenz und Uferbereich des Staues. Die Randzone des Staubereiches wies im Verlauf der Untersuchung immer die höchste mittlere Tiefe auf. Es konnten höchst signifikante Unterschiede (Tamhane (T2), $p < 0,001$) zwischen allen Flussabschnitten festgestellt werden.

Die Fließgeschwindigkeiten in der Kontrollstrecke erreichten die höchsten Werte, wobei die Maximalwerte zwischen $0,67 \text{ ms}^{-1}$ (18.06.07) und $1,99 \text{ ms}^{-1}$ (13.09.07)

lagen. Auch die Mediane lagen höher als jene in der Versuchsstrecke und im Staubereich (Abb. 8). In der Versuchsstrecke wurden maximale Fließgeschwindigkeiten von $0,92 \text{ ms}^{-1}$ (18.06.07) bis hin zu $1,67 \text{ ms}^{-1}$ (12.04.07) gemessen. Die Uferzone des Staubereiches hatte mit einem Maximalwert von $0,14 \text{ ms}^{-1}$ (3.12.07) die geringsten Fließgeschwindigkeiten aufzuweisen (Kruskal-Wallis, $n= 2700$, $p<0,001$). Ein Grund für diese geringen Werte ist sicher darin zu finden, dass in diesem Flussabschnitt nicht die gesamte Wasserfläche, wie in den übrigen Abschnitten, sondern nur der Randbereich untersucht wurde.

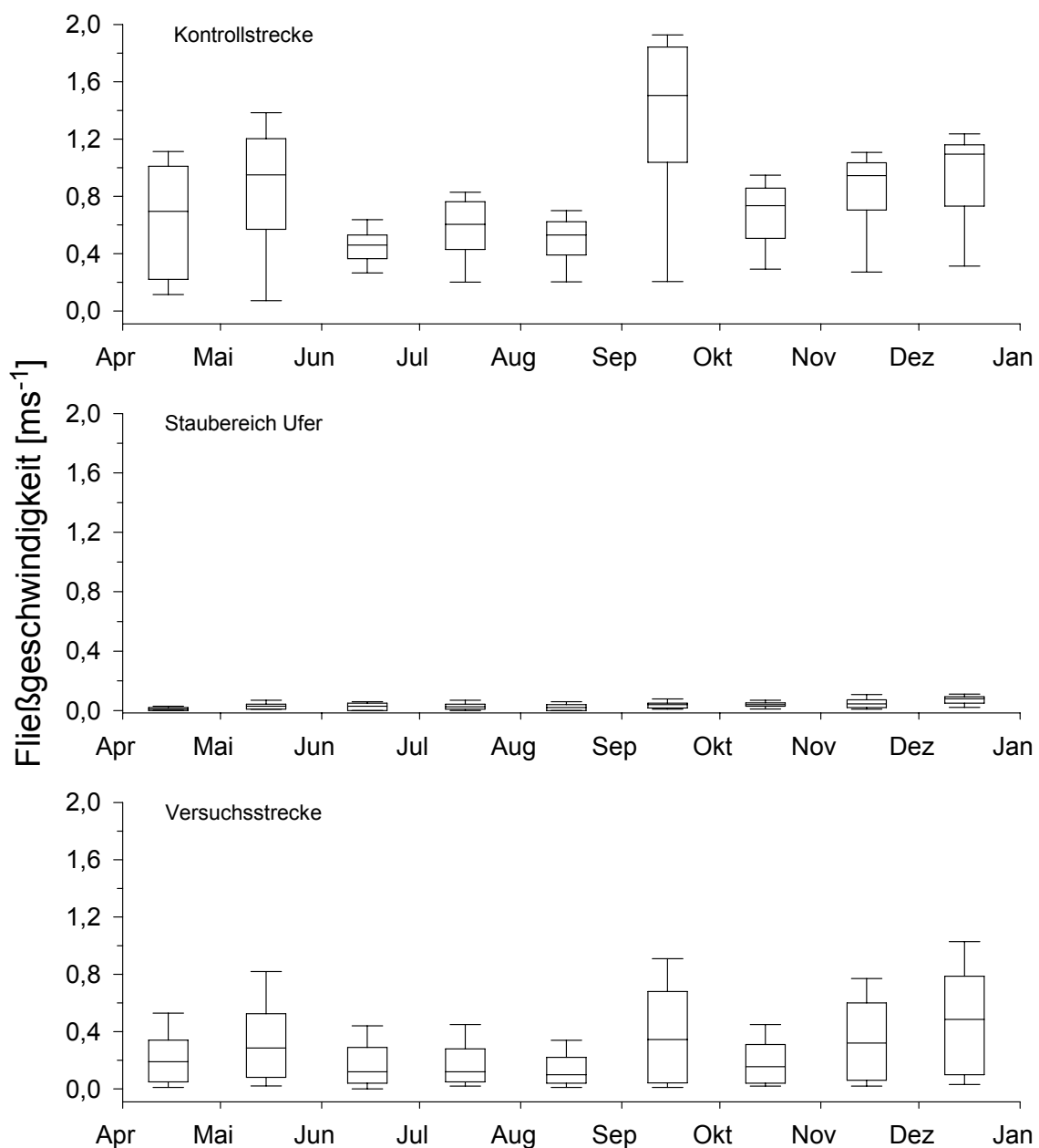


Abbildung 8: Box Plot der Fließgeschwindigkeiten in den drei Flussabschnitten im Jahresverlauf (Jahresmedian: Kontrollstrecke $0,71 \text{ ms}^{-1}$, Staubereich Ufer $0,03 \text{ ms}^{-1}$, Versuchsstrecke $0,19 \text{ ms}^{-1}$).

Die Uferzone des Staubereiches hatte auch hier durchwegs die geringsten Fließgeschwindigkeiten zu verzeichnen, der Maximalwert wurde mit $0,3 \text{ ms}^{-1}$ bei einem Pegelstand von 0,27 m erreicht. Die Versuchsstrecke und die Referenz erreichten höhere Werte. Wie auch bei der Fließgeschwindigkeit konnte ein höchst signifikanter Unterschied (Tamhane (T2), $p < 0,001$) zwischen allen Flussabschnitten beobachtet werden. An 7 Terminen wies die Versuchsstrecke, an 2 Terminen die Referenzstrecke den maximalen Wert auf. Der Mittelwert bzw. Median lag in der Versuchsstrecke jedoch immer weit unter jenen der Kontrollstrecke.

III. 1. 2 Morphologische, Chemo – physikalische Messungen und Ufervegetation in den Flussabschnitten

Die Wassertemperatur nahm von den Frühlingsmonaten zu den Sommermonaten hin zu und erreichte in der Versuchsstrecke am 22.08.2007 ein Maximum von $23,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Staubereich und Kontrollstrecke hatten zu diesem Probentermin eine Maximaltemperatur von $22,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bzw. $20,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tab. 4). Ab dem Septembertermin erfolgte eine Abnahme bis zu einer Minimaltemperatur von $5,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ am 3.12.2007 in der Versuchsstrecke und im Staubereich. Die Kontrollstrecke hatte zu diesem Zeitpunkt eine Wassertemperatur von $5,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Tabelle 4: Abiotische Variablen Wassertemperatur (°C), Leitfähigkeit (μScm^{-1}) und pH für die einzelnen Flussabschnitte zu den Probenzeitpunkten; KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich Ufer, VS= Versuchsstrecke; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Parameter	Probenzeitpunkt	KS	SB	VS	
				MW \pm	SD
Wassertemperatur	12.04.2007	15,2	15,8	13,5 \pm	1,5
	18.05.2007	15,6	13,6	12,6 \pm	0,5
	18.06.2007	20,0	20,4	20,3 \pm	0,2
	12.07.2007	17,7	19,6	17,8 \pm	0,6
	22.08.2007	20,2	22,2	20,9 \pm	2,1
	13.09.2007	14,8	12,6	14,1 \pm	0,8
	11.10.2007	11,2	11,7	9,9 \pm	1,0
	05.11.2007	8,6	8,3	8,2 \pm	0,1
	03.12.2007	5,7	5,2	5,3 \pm	0,1
Leitfähigkeit	12.04.2007	624,0	608,0	628,5 \pm	15,54
	18.05.2007	656,0	651,0	656,3 \pm	3,24
	18.06.2007	708,0	695,0	702,4 \pm	3,96
	12.07.2007	695,0	677,0	686,9 \pm	2,03
	22.08.2007	706,0	724,0	717,0 \pm	14,27
	13.09.2007	605,0	591,0	595,0 \pm	2,00
	11.10.2007	723,0	702,0	722,3 \pm	10,74
	05.11.2007	645,0	645,0	644,0 \pm	1,07
	03.12.2007	668,0	657,0	657,0 \pm	4,17
pH	12.04.2007	8,5	8,4	8,5 \pm	0,04
	18.05.2007	8,4	8,3	8,2 \pm	0,07
	18.06.2007	8,5	8,5	8,5 \pm	0,02
	12.07.2007	8,4	8,5	8,5 \pm	0,05
	22.08.2007	8,2	8,5	8,4 \pm	0,16
	13.09.2007	8,1	8,0	8,1 \pm	0,01
	11.10.2007	8,4	8,7	8,5 \pm	0,29
	05.11.2007	8,4	8,2	8,1 \pm	0,12
	03.12.2007	8,3	7,9	8,1 \pm	0,07

Die Leitfähigkeit bewegte sich zwischen Werten von $591 \mu\text{Scm}^{-1}$ und $735 \mu\text{Scm}^{-1}$. Der Großteil der Werte bewegte sich um $600 \mu\text{Scm}^{-1}$, nur an zwei Probenterminen (22.08 und 11.10.2007) wurden in allen Flussabschnitten Werte über $700 \mu\text{Scm}^{-1}$ festgestellt. Der pH-Wert erreichte ein Minimum von 7,88 (3.12.2007) und ein Maximum von 8,96 (11.10.2007). Der pH-Wert lag somit zu allen Probenzeitpunkten im leicht basischen Bereich.

Es konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH zwischen den untersuchten Abschnitten festgestellt werden (Kruskal-Wallis, $n=108$, n.s)

In der Kontrollstrecke bestand das Substrat an allen Probenterminen ausschließlich aus den verfugten Granitblöcken (versiegelte Sohle).

In der Randzone des Staubereiches wurden nur Steine (Megalithal) als Substrat festgestellt, da diese dort als Ufersicherung eingebracht wurden.

In der Versuchsstrecke kam es zu wechselnden Anteilen von Steinen und Schotter als Substrat (Tab. 5).

Tabelle 5: Prozentueller Flächenanteil der Substratklassen Steine, Schotter und versiegelter Sohle in den einzelnen Flussabschnitten zu den Probezeitpunkten; KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich Ufer, VS= Versuchsstrecke; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Substratklasse	Probenzeitpunkt	KS	SB		VS	
			MW	SD	Mw	SD
Steine	12.04.2007	0,0	100,0 ±	0,0	81,9 ±	22,8
	18.05.2007	0,0	100,0 ±	0,0	81,9 ±	22,8
	18.06.2007	0,0	100,0 ±	0,0	81,9 ±	22,5
	12.07.2007	0,0	100,0 ±	0,0	93,1 ±	13,9
	22.08.2007	0,0	100,0 ±	0,0	92,5 ±	13,6
	13.09.2007	0,0	100,0 ±	0,0	88,8 ±	18,1
	11.10.2007	0,0	100,0 ±	0,0	87,5 ±	24,3
	05.11.2007	0,0	100,0 ±	0,0	86,3 ±	24,5
	03.12.2007	0,0	100,0 ±	0,0	85,0 ±	22,7
Schotter	12.04.2007	0,0	0,0 ±	0,0	18,1 ±	22,8
	18.05.2007	0,0	0,0 ±	0,0	18,1 ±	22,8
	18.06.2007	0,0	0,0 ±	0,0	16,9 ±	23,3
	12.07.2007	0,0	0,0 ±	0,0	6,9 ±	13,9
	22.08.2007	0,0	0,0 ±	0,0	7,5 ±	13,6
	13.09.2007	0,0	0,0 ±	0,0	8,8 ±	18,1
	11.10.2007	0,0	0,0 ±	0,0	12,5 ±	24,3
	05.11.2007	0,0	0,0 ±	0,0	13,8 ±	24,5
	03.12.2007	0,0	0,0 ±	0,0	15,0 ±	22,7

Bei genauerer Betrachtung der Sedimentdynamik in der Versuchsstrecke machte an allen Terminen der Großteil des Substrates die Klasse der Steine aus (Abb. 9). Im Mittel blieb der Schotter an allen Terminen unter 20% Flächenanteil. Im Juli, August und September sank der Schotteranteil im Mittel unter 10%. Möglicherweise wurde er im Juli und August von der Feinsedimentauflage bedeckt. Im September könnte das zuvor stattfindete Hochwasserereignis den Schotter ausgespült haben.

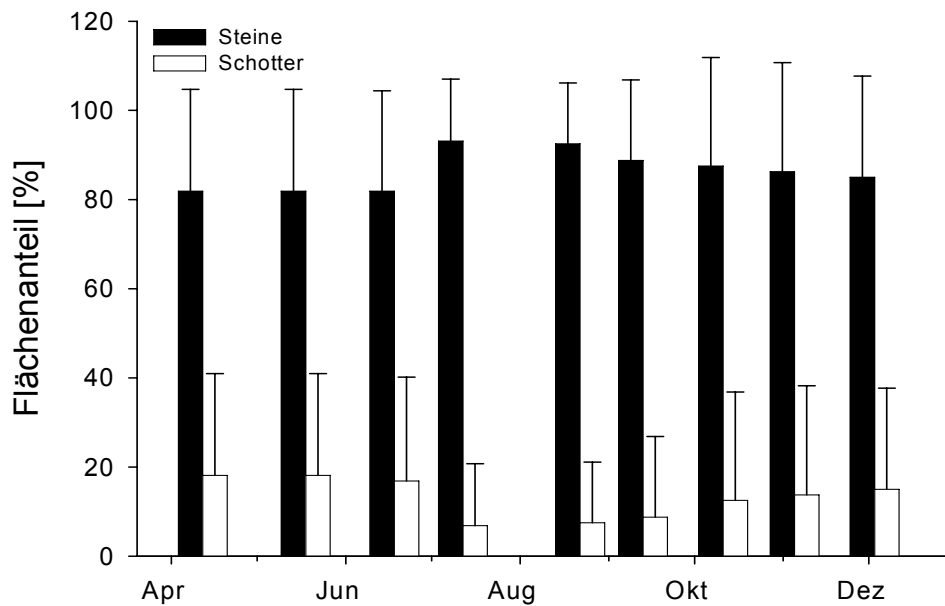


Abbildung 9: Flächenanteile der Substratklassen Steine und Schotter in der Versuchsstrecke im Jahresverlauf; Mittelwert + Standardabweichung.

In der Kontrollstrecke konnten als einzige Auflage fädige Algen festgestellt werden, diese wurden auch nicht an jedem Probentermin angetroffen (22.08. und 13.09.2008).

Im Uferbereich des Staus trat zusätzlich zu den Algen noch eine Auflage von Schlamm auf (Tab. 6). Diese erreichte an 2 Terminen (13.09. und 11.10.2007) auch einen Flächenanteil von 100%. In den Sommermonaten waren es vor allem Algen, die den Großteil der Auflage ausmachten.

In der Versuchsstrecke machten einen Großteil der Auflage fädige Algen aus. Schlamm als Auflage wurde nur an wenigen Probenstellen (4, 6_2 und 8_2) festgestellt, zum Teil wurden aber Werte von über 70% erreicht (siehe Abb. 3).

Tabelle 6: Prozentueller Flächenanteil der Substratauflage in den einzelnen Flussabschnitten zu den Probenzeitpunkten; KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich Ufer, VS= Versuchsstrecke; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Auflage	Probenzeitpunkt	KS	SB		VS	
			MW	SD	MW	SD
Algen	12.04.2007	80,0	73,3 ±	5,8	73,1 ±	21,5
	18.05.2007	50,0	73,3 ±	5,8	74,4 ±	19,5
	18.06.2007	100,0	100,0 ±	0,0	98,1 ±	3,7
	12.07.2007	100,0	100,0 ±	0,0	86,9 ±	24,0
	22.08.2007	0,0	100,0 ±	0,0	84,4 ±	25,8
	13.09.2007	0,0	0,0 ±	0,0	0,0 ±	0,0
	11.10.2007	70,0	0,0 ±	0,0	78,8 ±	27,7
	05.11.2007	80,0	90,0 ±	0,0	57,5 ±	18,3
	03.12.2007	80,0	20,0 ±	0,0	53,1 ±	17,9
Schlamm	12.04.2007	0,0	26,7 ±	5,8	5,0 ±	9,3
	18.05.2007	0,0	26,7 ±	5,8	5,0 ±	9,3
	18.06.2007	0,0	0,0 ±	0,0	0,0 ±	0,0
	12.07.2007	0,0	0,0 ±	0,0	11,3 ±	24,7
	22.08.2007	0,0	0,0 ±	0,0	13,8 ±	26,7
	13.09.2007	0,0	100,0 ±	0,0	0,0 ±	0,0
	11.10.2007	0,0	100,0 ±	0,0	14,4 ±	26,4
	05.11.2007	0,0	10,0 ±	0,0	11,9 ±	24,5
	03.12.2007	0,0	80,0 ±	0,0	10,6 ±	28,1

Am 13.09.2007 konnten in keinem Flussabschnitt mehr Algen als Auflage festgestellt werden, da 6 Tage zuvor ein Hochwasserereignis stattfand (siehe Pegel Abb. 3). Auch wurde der Schlammanteil der Auflage in der Versuchsstrecke ausgespült und konnte erst am nächsten Termin wieder vorgefunden werden.

Im Uferbereich der Kontrollstrecke konnte keine Art von Vegetation festgestellt werden und es kam auch zu keiner Beschattung (Tab. 7).

Im Staubereich wurden als Vegetation nur Gräser und Krautige angetroffen. Diese erreichten aber in den Sommer- und Herbstmonaten in einzelnen Probenstellen z. T. erhebliche Bestände. Die Beschattung im Staubereich kam durch den Fußgängerübergang über den Wienfluss zustande und nahm in den Wintermonaten durch den flacheren Tagesgang der Sonne ab.

Die Ufervegetation in der Versuchsstrecke war durch die Beschaffenheit des Ufers geprägt. So konnten am orographisch rechten Ufer bedingt durch die Betonstiege nur vereinzelt Gräser angetroffen werden. Am naturnahen linken Ufer hingegen traten vermehrt Sträucher und Gräser auf.

Am orographisch linken Ufer konnten in keinem Flussabschnitt Bäume oder Sträucher vorgefunden werden.

Tabelle 7: Prozentueller Flächenanteil der Vegetation an der Uferlinie, getrennt nach linkem und rechtem Ufer; Beschattung in Flächenprozent; KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich Ufer, VS= Versuchsstrecke; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Variable	Probenzeitpunkt	KS	SB		VS	
			MW	SD	MW	SD
Gräser linksufrig	12.04.2007	0,0	0,0 ±	0,0	0,0 ±	0,0
	18.05.2007	0,0	15,0 ±	21,8	0,0 ±	0,0
	18.06.2007	0,0	13,3 ±	18,9	0,0 ±	0,0
	12.07.2007	0,0	31,7 ±	41,9	0,0 ±	0,0
	22.08.2007	0,0	51,7 ±	40,7	0,0 ±	0,0
	13.09.2007	0,0	25,0 ±	30,4	0,0 ±	0,0
	11.10.2007	0,0	28,3 ±	36,2	0,8 ±	2,0
	05.11.2007	0,0	28,3 ±	36,2	0,8 ±	2,0
	03.12.2007	0,0	30,0 ±	43,3	1,7 ±	2,6
Gräser rechtsufrig	12.04.2007	0,0			75,0 ±	28,8
	18.05.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	18.06.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	12.07.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	22.08.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	13.09.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	11.10.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	05.11.2007	0,0			83,3 ±	22,5
	03.12.2007	0,0			83,3 ±	22,5
Sträucher rechtsufrig	12.04.2007	0,0			8,3 ±	20,4
	18.05.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	18.06.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	12.07.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	22.08.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	13.09.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	11.10.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	05.11.2007	0,0			16,7 ±	22,5
	03.12.2007	0,0			16,7 ±	22,5
Beschattung	12.04.2007	0,0	16,7 ±	28,9	6,3 ±	10,5
	18.05.2007	0,0	16,7 ±	28,9	4,2 ±	10,2
	18.06.2007	0,0	16,7 ±	28,9	4,2 ±	10,2
	12.07.2007	0,0	16,7 ±	28,9	4,2 ±	10,2
	22.08.2007	0,0	16,7 ±	28,9	6,3 ±	10,5
	13.09.2007	0,0	8,3 ±	14,4	6,3 ±	10,5
	11.10.2007	0,0	8,3 ±	14,4	6,3 ±	10,5
	05.11.2007	0,0	8,3 ±	14,4	4,2 ±	6,5
	03.12.2007	0,0	8,3 ±	14,4	0,0 ±	0,0

III. 1. 3 Hydrologische Messungen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke

Der Median der Wassertiefe im strömungsberuhigten Pool lag bei 0,35 m, im durchströmten Pool bei 0,4 m und im Run bei 0,27 m (Abb. 10, links); (Kruskal-Wallis, n= 974, p<0,001). Die Maximalwerte lagen in den Pools nahe beisammen mit 0,98 m im strömungsberuhigten und 0,93 m im durchströmten Pool. Der Run kam auf einen Maximalwert von 0,67 m. Die größte Spannweite in der Wassertiefe wurde mit 0,94 m im Pool_s erreicht, gefolgt vom Pool_d mit 0,89 m. Im Run wurde für die

Spannweite ein Wert von 0,65 m festgestellt. Der statistische zeigte höchst signifikante Unterschiede bei der Wassertiefe zwischen den beiden Pools und dem Run (Tamhane (T2), $p < 0,001$). Zwischen den beiden Pools konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Tamhane (T2), n.s.).

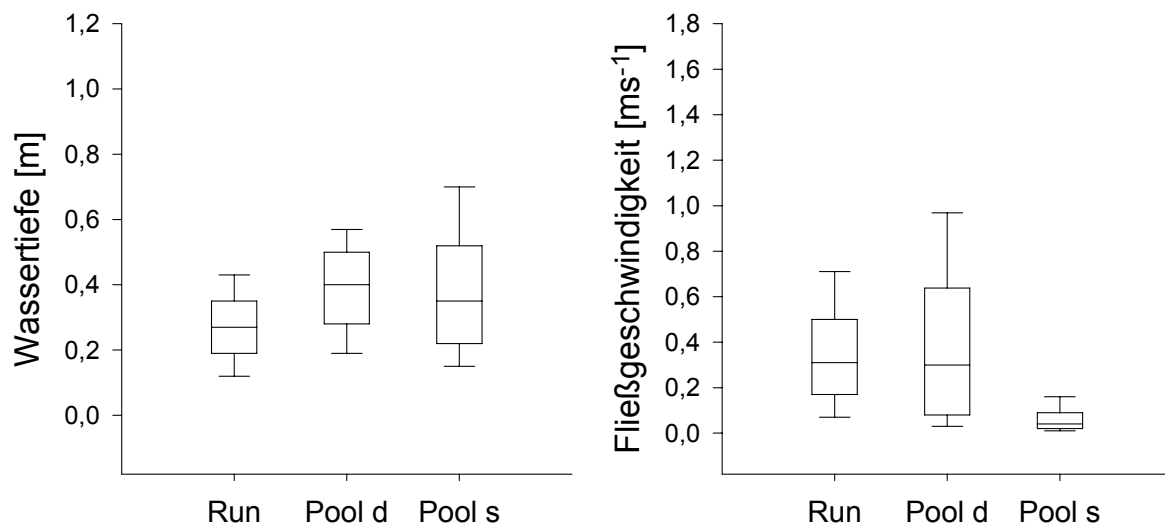


Abbildung 10: Vergleich der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in den 3 Mesohabitaten Run, Pool durchströmt (Pool d) und Pool strömungsberuhigt (Pool s).

Bei der Fließgeschwindigkeit lagen die Mediane bei $0,04 \text{ ms}^{-1}$ im strömungsberuhigten, $0,3 \text{ ms}^{-1}$ im durchströmten Pool und bei $0,31 \text{ ms}^{-1}$ im Run (Kruskal-Wallis, $n = 974$, $p < 0,001$). Es wurden Maximalwerte von $0,67 \text{ ms}^{-1}$ und $1,67 \text{ ms}^{-1}$ im Pool_s und Pool_d gemessen. Der Run lag mit einem Wert von $1,26 \text{ ms}^{-1}$ dazwischen. Bei der Fließgeschwindigkeit trat ein höchst signifikanter Unterschied zwischen dem strömungsberuhigten Pool und den beiden anderen Mesohabitaten auf (Tamhane (T2), $p < 0,001$). Zwischen Run und durchströmten Pool konnte in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Tamhane (T2), n. s.).

III. 1. 4 Morphologische Messungen und Ufervegetation in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke

Die Pools nahmen in diesem Flussabschnitt eine Sonderstellung bezüglich des Substrats ein. An der Probenstelle 6_2 wurde an 5 Terminen ein Maximum von 70% Schotter und ein Minimum von 30% Steinen erreicht. An dieser Stelle bestand das Substrat an 6 Terminen aus mindestens 50% Schotter. Im Gegensatz dazu wurde an der Probenstelle 6_1 nur ein Maximum von 10% Schotter

an einem Termin (18.06.2007) festgestellt. Die Probenstelle 8_1 verhielt sich ähnlich wie 6_1, denn auch hier wurde nur ein Maximum von 15% Schotter an zwei Probenterminen erreicht (12.04. und 18.05.2007). Es wurde an der Stelle 6_1 an 8 Terminen ein Substrat von mindestens 95% Steinen beobachtet, bzw. an der Stelle 8_1 an 6 Terminen. An der Stelle 8_2 wurde nur an einem Termin ein Schotteranteil von mehr als 25% erreicht. In den Runs überwog der Steinanteil, da nie Schotteranteile von mehr als 10% auftraten und an der Mehrzahl der Probentermine ein Steinvorkommen von 100% zu beobachten war.

Am linken Ufer in der Versuchsstrecke wuchsen keine Sträucher und auch das Vorkommen von Gräsern war sehr gering. Am rechten Ufer hingegen kam es zu einem merklich stärkeren Aufkommen von Vegetation. Den Großteil davon stellten Gräser und Krautige, an manchen Probenstellen jedoch (6_2 und 8_2) betrug der Anteil der Sträucher bis zu 50%. Zu Beschattungen des Wasserkörpers kam es nur auf der rechten Gewässerseite durch das Auftreten von Sträuchern, speziell an den Stellen 6_1 und 8_2. Die Beschattung war zu Probenbeginn durch Einsetzen des Laubaustriebes noch nicht so stark wie in den Sommermonaten. In den Wintermonaten kam es durch den Laubfall und den flacheren Tagesgang der Sonne zu einer Abnahme der Beschattung.

III. 2 Fischzönosen in den Flussabschnitten

III. 2. 1 Artenzusammensetzung

Insgesamt konnten an den 9 Befischungsterminen 14 Fischarten (Tab. 8) in den 3 Flussabschnitten Kontrollstrecke, Staubereich Ufer und Versuchsstrecke nachgewiesen werden. Andere Arten wie *Scardinius erythrophthalmus*, *Leuciscus leuciscus* und *Sander lucioperca* traten nur einmal auf, wohingegen manche Arten wie *Barbatula barbatula* und *Gobio gobio* bei jedem Befischungstermin nachgewiesen werden konnten. Insgesamt wurden 12428 Individuen gefangen, wobei 63 Fische (0,5%) auf die Kontrollstrecke, 4251 Fische (34,2%) auf den Staubereich und 8104 Fische (65,2%) auf die Versuchsstrecke entfielen. Die Biomasseverteilung verhält sich wie die Anzahl der Individuen, denn in der Kontrollstrecke wurden 152,5 g (0,2%), im Staubereich 18410,8 g (20,6%) und in der Versuchsstrecke 70797,7 g (79,2%) gefangen. Es handelt sich hier aber um ungewichtete Ergebnisse, die einen Überblick über den Gesamtfang geben sollen.

Tabelle 8: Abkürzungen der Artnamen und Familienzugehörigkeit der vorgefundenen Arten. Zuordnung der Rheophilie nach Schiemer & Waidbacher (1992) und der Gefährdung (Spindler et al., 1997).

Abkürzungen	Wissenschaftlicher Name	Familie	Deutscher Name	Rheophilie	Gefährdung
Al_al	<i>Alburnus alburnus</i>	Cyprinidae	Laube	eurytop	
Ba_ba	<i>Barbatula barbatula</i>	Balitoridae	Bachschmerle	reophil A	
Co_go	<i>Cottus gobio</i>	Cottidae	Koppe	reophil A	
Es_lu	<i>Esox lucius</i>	Esocidae	Hecht	eurytop	gefährdet
Go_go	<i>Gobio gobio</i>	Cyprinidae	Gründling	reophil A	
Le_gi	<i>Lepomis gibosus</i>	Centrarchidae	Sonnenbarsch		
Le_ce	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cyprinidae	Aitel	eurytop	
Le_le	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	Hasel	reophil A	
Pe_fl	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	Flussbarsch	eurytop	
Ph_ph	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Cyprinidae	Elritze	eurytop	gefährdet
Ru_ru	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	Rotaugen	eurytop	
Sa_tr	<i>Salmo trutta</i>	Salmonidae	Bachforelle	reophil A	nicht zuordenbar
Sa_lu	<i>Sander lucioperca</i>	Percidae	Zander	eurytop	
Sc_er	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	Rotfeder	stagnophil	potenziell gefährdet

In der Kontrollstrecke konnte zu jedem Befischungstermin mindestens eine Art nachgewiesen werden (Abb. 11). An 5 Terminen konnten 2 Arten beobachtet werden und die höchste Artenzahl wurde im Juni mit 4 Arten festgestellt. Im Uferbereich des Staues wurde die niedrigste Anzahl von Arten mit dem Wert 4 im Juni beobachtet. An 7 Terminen wurde eine Artenzahl größer gleich 6 festgestellt. Die höchsten Werte von 7 Arten wurden im Oktober und Dezember erreicht. Die niedrigste Anzahl von Arten in der Versuchsstrecke betrug 6 Arten und wurde im Juni beobachtet. An den übrigen Terminen wurden Artenzahlen größer gleich 7 festgestellt, mit der höchsten Anzahl von 9 Arten im September.

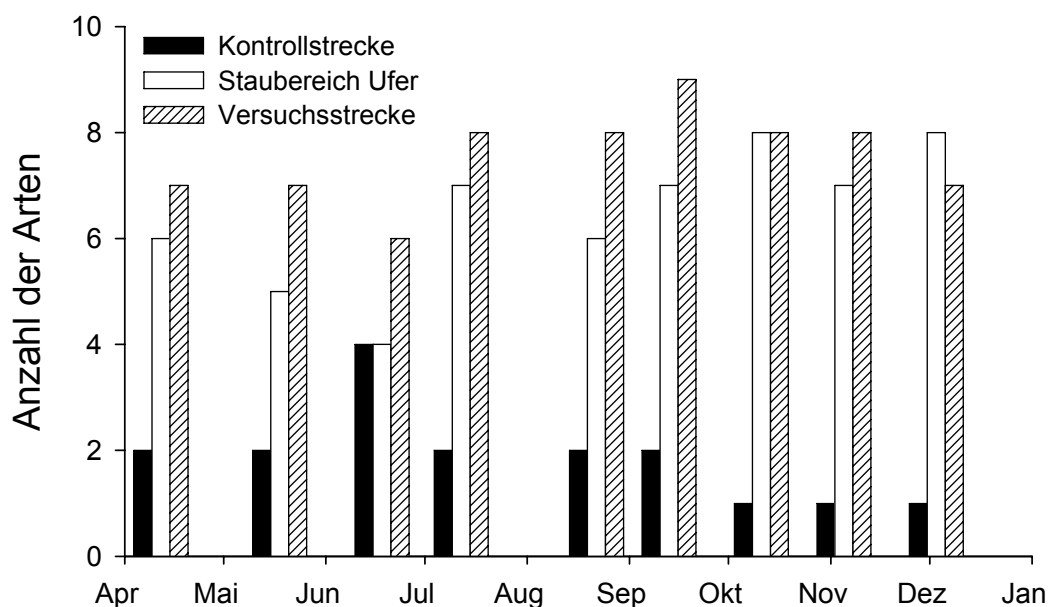
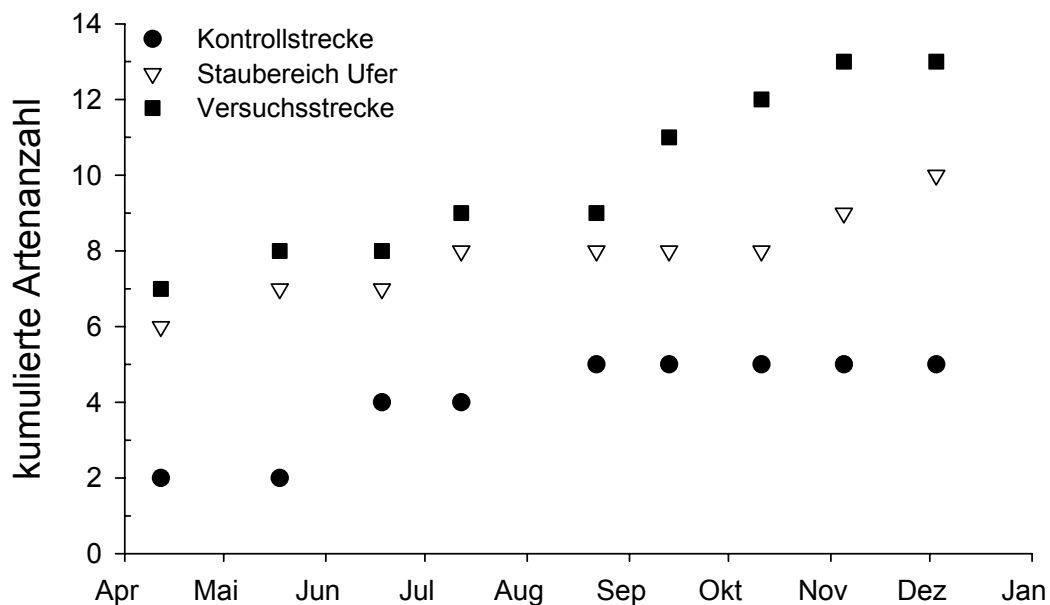


Abbildung 11: Anzahl der Arten in den einzelnen Flussabschnitten zu den jeweiligen Probenentnahmen.

Die höchsten Artenzahlen in den beprobten Flussabschnitten wurden an 7 Terminen von der Versuchsstrecke erreicht, im Oktober wurden im Staubereich und der Versuchsstrecke gleich viele Arten beobachtet und im Dezember hatte der Staubereich die höchste Anzahl von Arten. Die Kontrollstrecke erreichte mit Abstand die niedrigste Anzahl von Arten an 8 Probenentnahmen, nur im Juni wurden gleich viele Arten wie im Staubereich festgestellt.

In der Kontrollstrecke pendelte sich die Artenzahl bei nur 5 Arten ein und es könnte schon eine Sättigung erreicht worden sein, weil keine neuen Arten bei den letzten 5 Befischungsterminen mehr dazukamen (Abb. 12). Im Uferbereich des Staus kamen

im Verlauf des Jahres immer wieder neue Arten hinzu. Auch konnten an den letzten beiden Terminen noch neue Arten festgestellt werden, sodass sich die Artenzahl auf 10 erhöhte. Die Anzahl der Arten in der Versuchsstrecke verhielt sich ähnlich wie jene des Staubereiches, es wurden allerdings insgesamt mehr Arten angetroffen (Kruskal-Wallis, $n = 27$, $p < 0,001$).



Abbildungung 12: Kumulative Artenzahl im Jahresverlauf in den 3 Flussabschnitten.

In den Uferbereichen des Staus und in der Versuchsstrecke wurde keine Sättigung ersichtlich und es könnten noch neue Arten feststellbar sein. Die Kontrollstrecke unterschied sich auch signifikant (Tamhane (T2), $p < 0,001$) von den anderen beiden Abschnitten, zwischen denen kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Artenzahl festgestellt werden konnte (Tamhane (T2), n. s.).

Die Auswertung der prozentuellen Häufigkeit der Arten zeigte, dass 5 bzw. 6 Arten den Großteil der vorhandenen Individuen stellten (Abb. 13). In der Kontrollstrecke und im Staubereich wurden am häufigsten die Arten *Barbatula barbatula*, *Cottus gobio*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus* und *Phoxinus phoxinus* angetroffen. In der Versuchsstrecke kam zu diesen Arten noch *Salmo trutta* hinzu, die auch regelmäßig in diesem Flussabschnitt vertreten war.

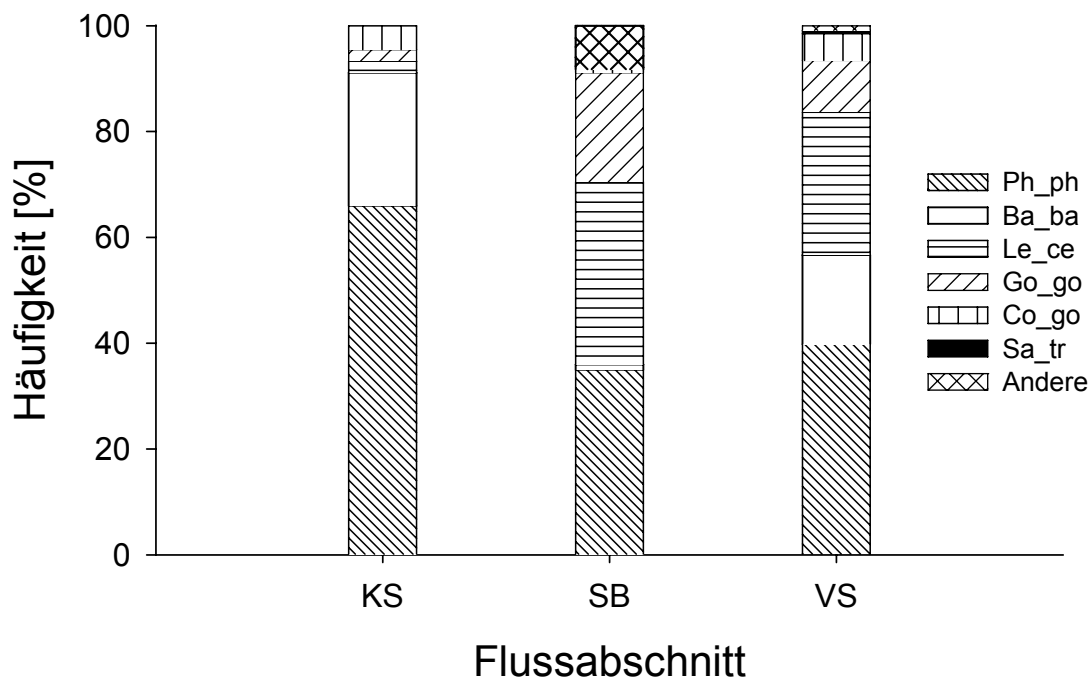


Abbildung 13: Prozentuelle Artenzusammensetzung in den drei Flussabschnitten Kontrollstrecke (KS), Staubereich Ufer (SB) und Versuchsstrecke (VS). Ba_ba= *Barbatula barbatula*, Ph_ph= *Phoxinus phoxinus*, Le_ce= *Leuciscus cephalus*, Go_go= *Gobio gobio*, Co_go= *Cottus gobio*, Sa_tr= *Salmo trutta*, Andere= *Alburnus alburnus*, *Esox lucius*, *Lepomis gibosus*, *Leuciscus leuciscus*, *Perca fluviatilis*, *Sander lucioperca*, *Scardinius erythrophthalmus*.

In der Kontrollstrecke war die am häufigsten angetroffene Art *Phoxinus phoxinus* mit 66%, gefolgt von *Barbatula barbatula* (25%) und *Cottus gobio* mit 5%. *Gobio gobio* und *Leuciscus cephalus* kamen auf jeweils 2%.

Im Staubereich waren die Arten *Leuciscus cephalus* und *Phoxinus phoxinus* mit jeweils 35% vertreten, *Gobio gobio* hatte noch einen Anteil von 21%. Alle anderen Arten waren nur in sehr geringem Ausmaß vertreten, mit Ausnahme von *Rutilus rutilus*, die noch auf 7% kam und somit den Großteil der anderen Arten stellte.

Die Art *Phoxinus phoxinus* kam in der Versuchsstrecke auf einen Anteil von 40% und stellte somit die am häufigsten vertretene Art dar, gefolgt von *Leuciscus cephalus* und *Barbatula barbatula* mit 27% bzw. mit 17%. *Gobio gobio* und *Cottus gobio* kamen auf 10% und 5%. *Salmo trutta* konnte mit einem Anteil von 0,9% ausschließlich in der Versuchsstrecke nachgewiesen werden.

Der Median der Abundanzen in den einzelnen Flussabschnitten erreichte den höchsten Wert im Staubereich, gefolgt von der Versuchsstrecke, der niedrigste Wert wurde in der Kontrollstrecke festgestellt (Kruskal-Wallis, $n = 108$, $p < 0,001$). Die höchste Artenzahl wurde in der Versuchsstrecke, die niedrigste in der Kontrollstrecke

beobachtet (Abb. 14). Die Biomassewerte waren im Staubereich am höchsten und wurden niedriger in der Versuchsstrecke bis hin zu sehr geringen Werten in der Kontrollstrecke (Kruskal-Wallis, $n = 108$, $p < 0,001$). Der Shannon-Wiener Index verzeichnete die geringsten Werte in der Kontrollstrecke, stieg im Staubereich an und erreichte die höchsten Werte in der Versuchsstrecke.

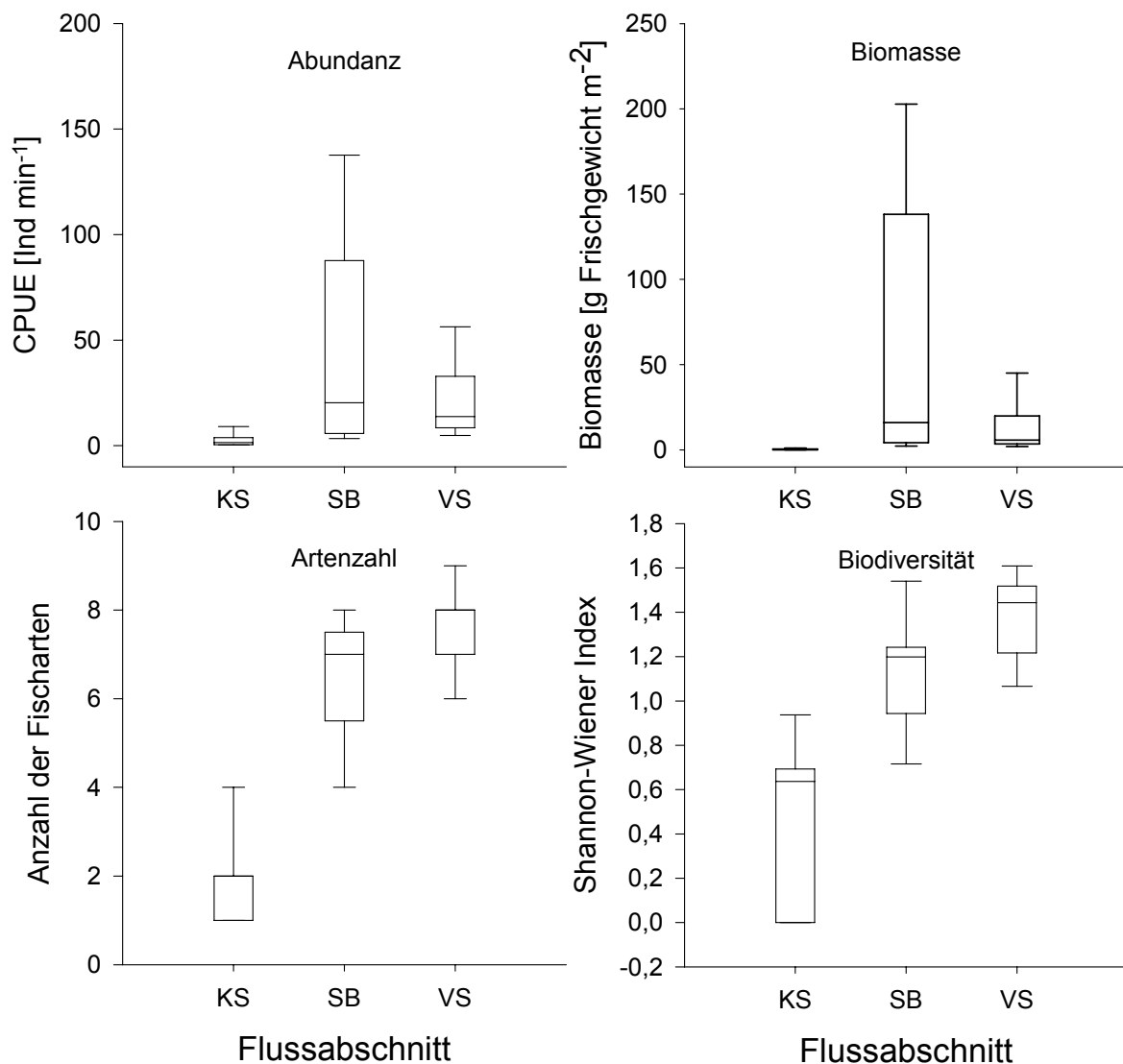


Abbildung 14: Boxplots der Abundanzen, Biomasse, Artenzahl und des Shannon-Wiener Index in den drei Flussabschnitten; KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich Ufer und VS= Versuchsstrecke.

Der Uferbereich des Staus und die Versuchsstrecke zeigten höchst signifikante Unterschiede in den Abundanzen gegenüber der Kontrollstrecke (Tamhane (T2), $p < 0,001$). Zwischen der Versuchsstrecke und dem Randbereich des Staus konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Tamhane (T2), n.s.)

Bei der Biomasse konnte ein höchst signifikanter Unterschied zwischen Versuchsstrecke und Kontrollstrecke festgestellt werden (Tamhane (T2), $p < 0,001$), zwischen der Randzone des Staus und der Kontrollstrecke ein hochsignifikanter (Tamhane (T2), $p < 0,01$). Ein Vergleich der Biomasse zwischen dem Ufer des Staus und der Versuchsstrecke zeigte keine signifikante Unterschiede (Tamhane (T2), n. s.).

III. 2. 2 Abundanz und Biomasse

Die Abundanzen erreichte zu Probenbeginn Werte um 20 Ind.min^{-1} im Staubereich und 13 Ind.min^{-1} in der Versuchsstrecke um in den darauffolgenden Monaten abzunehmen (Abb. 15). Die geringsten Werte wurden im Monat Juni mit 5 bzw. 2 Ind.min^{-1} in der Versuchsstrecke und im Ufer des Staus erreicht. Im August kam es zu einem Anstieg im Staubereich und der Versuchsstrecke, wobei im Randbereich des Staus sehr hohe Werte auftraten. Im darauffolgenden Monat wurde eine Abnahme der Abundanzen in diesen beiden Flussabschnitten beobachtet, wobei diesmal höhere Werte in der Versuchsstrecke auftraten. Vor diesem Probentermin hatte der Wienfluss eine stark erhöhte Wasserführung (Abb. 4), daher ist es möglich, dass es zu einer Auswaschung der Individuen kam.

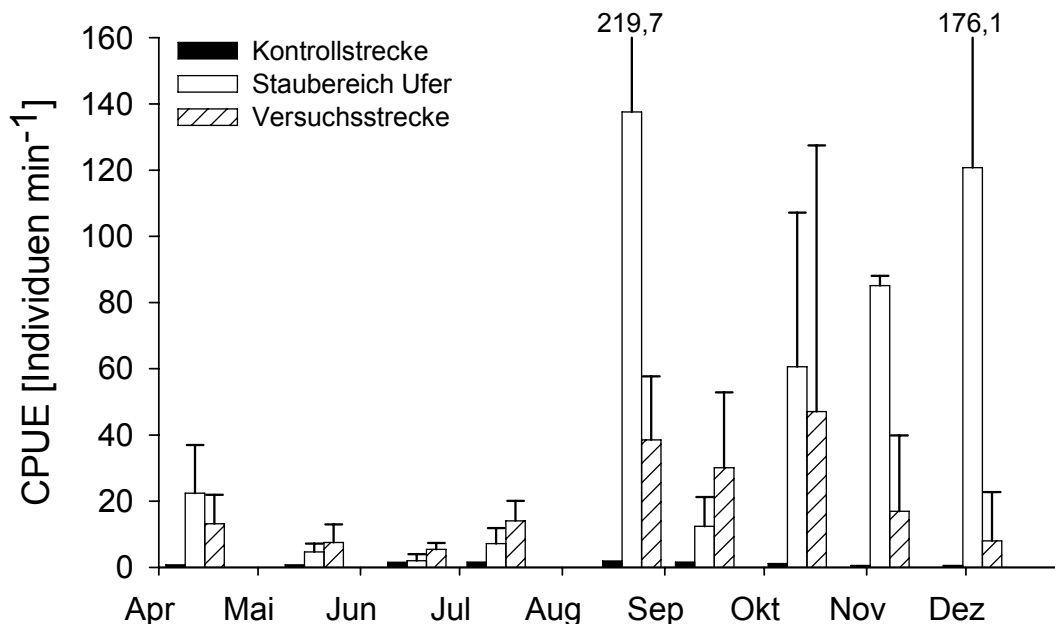


Abbildung 15: Abundanzen in den einzelnen Flussabschnitten im Jahresverlauf (Mittelwert + Streumaß).

Ab Oktober erfolgte eine Zunahme der Werte im Staubereich, begleitet von einer stetigen Abnahme der Abundanzen in der Versuchsstrecke. Die Abnahme der

Individuen in der Versuchsstrecke könnte temperaturbedingt sein, da ab dem Monat Oktober die Wassertemperatur erstmals unter 12°C (Ovidio et al., 1998) sank (Abb.15, Tab.4). Im November und Dezember nahm die Wassertemperatur weiter ab und lag im Dezember unter 6°C.

In der Kontrollstrecke wurden Werte zwischen 0,6 und 2 Ind.min⁻¹ im Jahresverlauf erreicht, wobei auch hier der Maximalwert im August auftrat. Dieser Flussabschnitt hatte immer den geringsten Wert bei jedem Termin im Vergleich zu den anderen beiden Abschnitten zu verzeichnen.

Der CPUE der Art *Barbatula barbatula* erreichte in der Versuchsstrecke im Jahresverlauf immer die höchsten Werte und wurde an allen 9 Probenterminen nachgewiesen (Abb. 16). Das Maximum wurde im August mit 5,8 Individuen.min⁻¹, das Minimum mit 0,5 Individuen.min⁻¹ im Dezember erreicht. Auch wurde *Barbatula barbatula* im August nur in der Versuchsstrecke angetroffen. In der Kontrollstrecke wurde die Art an 7 Terminen nachgewiesen, erreichte aber immer nur Werte, die unterhalb jener in der Versuchsstrecke lagen. Im Staubereich wurde *Barbatula barbatula* noch an 6 Terminen angetroffen und die Werte waren an 4 Terminen noch höher als jene in der Kontrollstrecke.

Auch die Art *Cottus gobio* erreichte die höchsten Werte immer in der Versuchsstrecke und konnte ebenfalls an allen Terminen nachgewiesen werden. Der Maximalwert wurde im April mit 2 Individuen.min⁻¹ und das Minimum mit 0,5 Individuen.min⁻¹ im November in der Versuchsstrecke erreicht. Im August konnte die Art auch nur in der Versuchsstrecke beobachtet werden. Im Staubereich wurde *Cottus gobio* noch an 8 Terminen nachgewiesen und erreichte Werte zwischen 0,05 und 0,5 Individuen.min⁻¹ und lag somit unter dem Maximalwert der Versuchsstrecke. In der Kontrollstrecke konnte *Cottus gobio* noch an 4 Terminen beobachtet werden, erreichte aber nie mehr als 0,3 Individuen.min⁻¹.

Bei *Gobio gobio* wurden zu den anfänglichen Probenterminen insgesamt niedrigere Werte als in der zweiten Jahreshälfte erreicht. Die hohen Werte bezogen sich auf den Staubereich und die Versuchsstrecke, denn in der Kontrollstrecke wurde die Art nur einmal angetroffen. Bis zu dem Probentermin im August konnten nur Werte <2 Individuen.min⁻¹ in diesen beiden Flussabschnitten festgestellt werden. Insgesamt wurden die höchsten Werte im Staubereich mit bis zu 27 Individuen.min⁻¹ im Oktober erreicht, gefolgt von 25 und 16 Individuen.min⁻¹ im November und Dezember. In der

Versuchsstrecke wurden die höchsten Werte von August bis Oktober (4 Individuen.min⁻¹) erreicht, danach wurde eine geringere Individuendichte beobachtet.

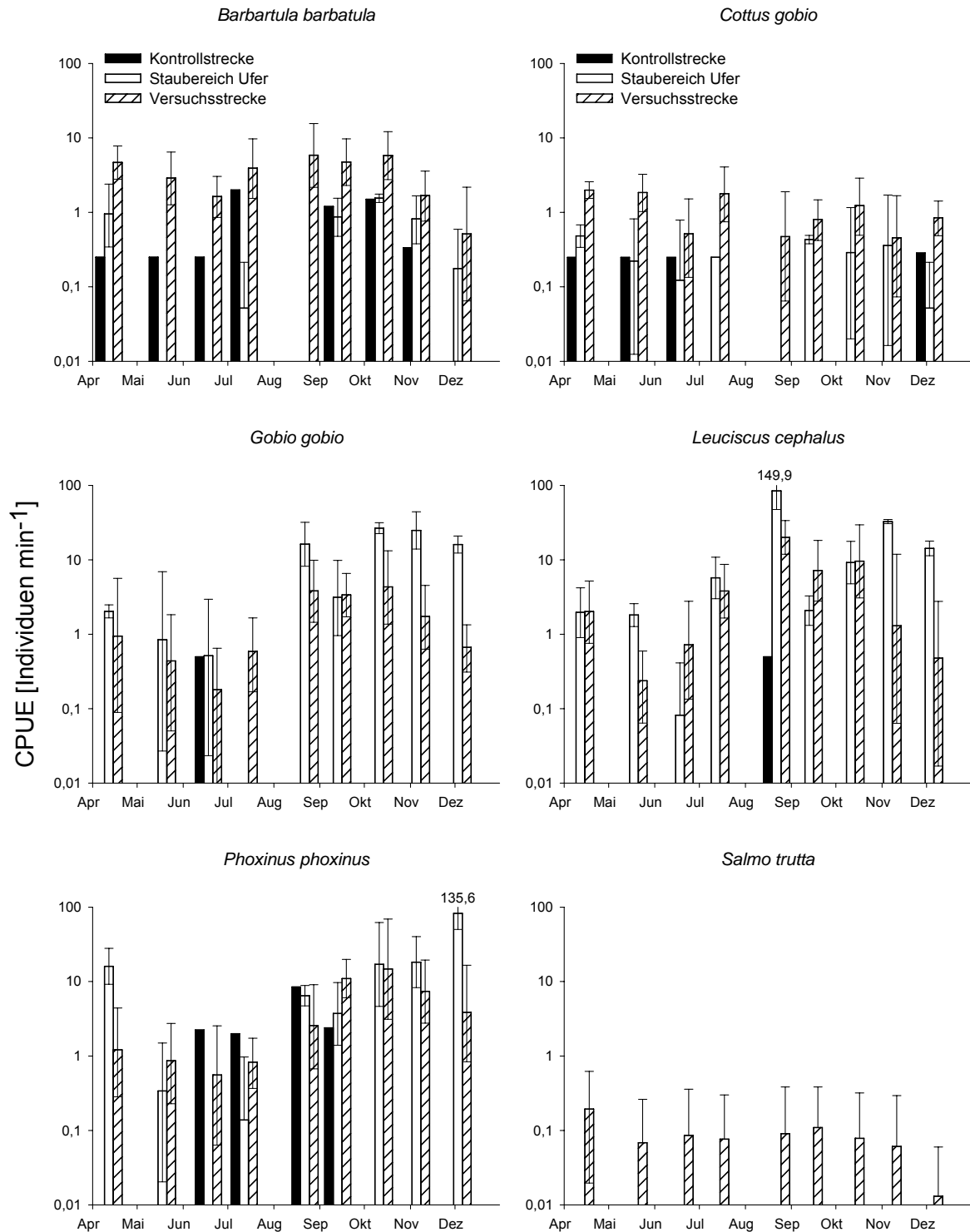


Abbildung 16: Abundanzen einzelner ausgewählter Arten im Jahresverlauf in den drei Flussabschnitten (Mittelwert \pm Streumaß, y-Achse Logarithmische Darstellung).

Leuciscus cephalus wurde an allen Terminen in den Flussabschnitten Versuchsstrecke und Staubereich nachgewiesen. In der Kontrollstrecke konnte nur ein Individuum im August beobachtet werden. Wie auch bei *Gobio gobio* wurden die

höchsten Werte erst ab Jahresmitte erreicht (Abb. 16). Der höchste Wert wurde im Staubereich mit $84,3 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ im August verzeichnet. In den nächsten beiden Monaten kam es zu einem starken Abfall der Individuenzahl, um darauf im November wieder anzusteigen. In der Versuchsstrecke wurde der höchste Wert ebenfalls im August mit $20 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ erreicht. Ab Oktober konnte eine stetige Abnahme der Individuenzahl bis auf $0,5 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ beobachtet werden. Zu diesem Zeitpunkt wurden im Staubereich noch Werte von bis zu $14 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ verzeichnet.

Nach anfänglich relativ hohen Werten bei *Phoxinus phoxinus* im Staubereich wurde eine Abnahme der Individuenzahlen in den Folgemonaten beobachtet. Im Juni wurde kein Individuum im Staubereich gefangen. Es erfolgte ein Anstieg im August mit einem leichten Rückgang im September, um danach stetig bis zu dem Maximalwert von $82,5 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ im Dezember anzusteigen. Ein ähnliches Bild wurde zu Probenbeginn in der Versuchsstrecke beobachtet, wenn auch mit geringeren Individuenzahlen. Ab Juni kam es zu einem stetigen Anstieg, um darauf im Oktober das Maximum mit $14,8 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ zu erreichen. Im Gegensatz zum Staubereich erfolgte danach eine Abnahme und im Dezember wurden nur mehr Werte von bis zu $3,9 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ in der Versuchsstrecke verzeichnet. Außerdem war dies die einzige Art, bei der an einem oder mehreren Probenterminen die höchsten Werte in der Kontrollstrecke erreicht wurden. In den Monaten Juni, Juli und August waren die Werte höher als in den anderen beiden Flussabschnitten und im August war ein Maximum mit $8,5 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ zu verzeichnen.

Die Art *Salmo trutta* wurde an allen Probenterminen in der Versuchsstrecke nachgewiesen, erreichte aber nie mehr als $0,2 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$. Der höchste Wert wurde im April, das Minimum im Dezember mit $0,01 \text{ Individuen} \cdot \text{min}^{-1}$ verzeichnet.

Der Jahresverlauf der Biomasse in den unterschiedlichen Flussabschnitten der Art *Barbatula barbatula* verhält sich anders als der Jahresverlauf der Abundanzen. Der CPUE war stets in der Versuchsstrecke am höchsten (Abb. 17), aber bei der Biomasse wurde bei 6-maligem Vorkommen im Staubereich an 4 Terminen ein höherer Wert als in der Versuchsstrecke festgestellt. Der insgesamt höchste Wert wurde im April im Staubereich mit $1,6 \text{ g Frischgewicht} \cdot \text{m}^{-2}$ erreicht. Der Maximalwert der Versuchsstrecke wurde ebenfalls im April verzeichnet und kam noch auf $1,3 \text{ g Frischgewicht} \cdot \text{m}^{-2}$. Die Kontrollstrecke hatte mit Ausnahme des Termins im Juli immer

die geringsten Biomassen bei der Art *Barbatula barbatula* zu verzeichnen.

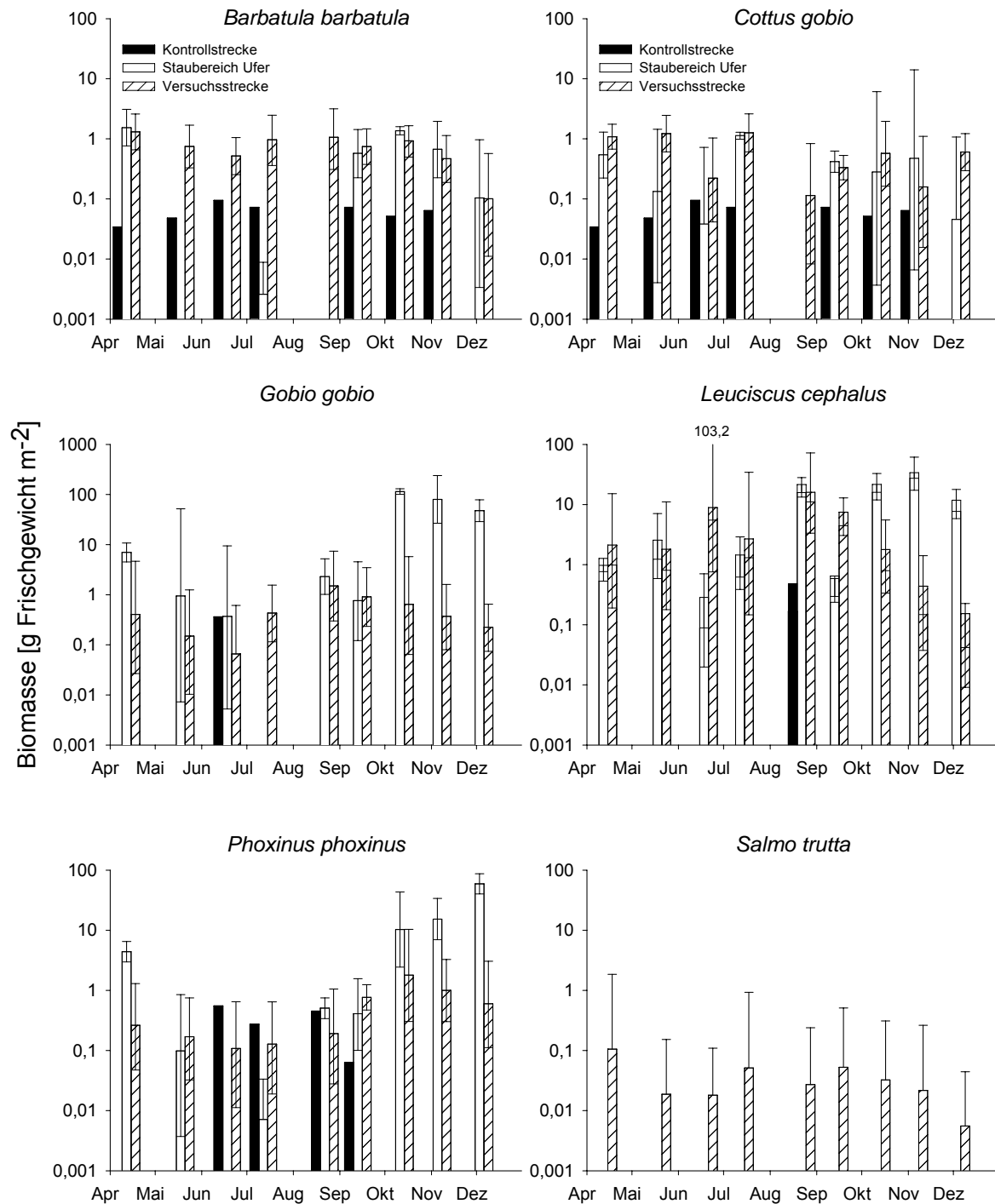


Abbildung 17: Biomasse einzelner ausgewählter Arten im Jahresverlauf in den drei Flussabschnitten (Mittelwert \pm Streumaß, y-Achse Logarithmische Darstellung); unterschiedliche Achsenskalierung bei *Gobio gobio*.

Bei der Art *Cottus gobio* zeigte sich ein Ergebnis ähnlich der Abundanzen, denn an 6 von den 8 Terminen, wo diese Art in beiden Flussabschnitten angetroffen wurde,

erreichte die Versuchsstrecke höhere Biomassenwerte als der Staubereich. Der höchste Wert wurde in der Versuchsstrecke mit $1,3 \text{ g Frischgewicht.m}^{-2}$ verzeichnet. Die Kontrollstrecke erreichte auch bei dieser Art mit Ausnahme des Dezembertermins die geringsten Biomassenwerte.

Der Biomasseverlauf der Art *Gobio gobio* verhält sich wie bei *Cottus gobio*, denn auch hier wurde an 7 von 8 Terminen des gemeinsamen Vorkommens in der Versuchsstrecke und im Staubereich ein höherer Wert der Biomasse im Staubereich erreicht, und dies wiederum gleicht dem Jahresverlauf der Abundanzen. Die maximalen Mittelwerte wurden bei dieser Art im Staubereich mit $140,4$ und $80 \text{ g Frischgewicht.m}^{-2}$ im Oktober und November verzeichnet.

Die Arten *Leuciscus cephalus* und *Phoxinus phoxinus* zeigten ebenso den wie bei den oberen beiden Arten erwähnten Jahresverlauf. Die Flussabschnitte mit den höchsten Abundanzen hatten auch die höchsten Biomassen zu verzeichnen.

Die Art *Salmo trutta* erreichte nur minimale Biomassen in der Versuchsstrecke (Abb. 17), da vergleichsweise nur wenige Individuen gefangen wurden.

III. 2. 3 Längenfrequenz ausgewählter Arten

Anhand von Längenfrequenzanalysen kann nicht nur die Häufigkeit einzelner Längenklassen angesprochen werden, sondern es können auch Rückschlüsse auf das Alter der Individuen gezogen werden. Es können Fischlarven und Jungfische anhand ihrer Länge von den adulten Individuen unterschieden werden. Somit ist in dieser Auswertung der Altersaufbau bzw. das Auftreten einzelner Altersklassen in saisonalen Verlauf der betrachteten Population zu erkennen.

In der Kontrollstrecke war die beobachtete Individuenzahl von *Barbatula barbatula* sehr gering, dennoch war eine Verschiebung zu größeren Individuen im saisonalen Verlauf zu beobachten (Abb. 18). Im Staubereich machten zu Beginn einen Großteil der Individuen Fische mit einer Länge zwischen 90 und 110 mm aus. Im weiteren Verlauf blieb diese Individuengröße noch präsent, aber es kam zu einer Verschiebung der Verteilung zu Individuenlängen zwischen 50 und 60 mm . Auch traten in den Monaten Juli bis September erstmals Individuen mit einer Länge $< 30 \text{ mm}$ auf. In den letzten drei Monaten rückte die Verteilung näher zusammen und es wurden Individuen mit einer Länge zwischen 40 und 100 mm beobachtet, aber den Großteil stellten Individuen mit einer Länge zwischen 60 und 70 mm . Weiters war zu bemerken, dass manche Längenklassen in den ersten sechs Monaten nicht präsent waren. In der Versuchsstrecke wurden zu Beginn Individuen mit Längen zwischen 30

und 110 mm beobachtet, den Großteil stellten Individuen mit Längen zwischen 50 und 70mm und 80 und 90 mm. Im weiteren Verlauf kam es zu einer Verschiebung zu Individuen mit Längen zwischen 60 und 80 mm, aber auch größere Individuen waren präsent. In den letzten drei Monaten kam es wie im Staubereich zu einer Mehrheit der Individuen mit einer Länge zwischen 60 und 80 mm. Weiters war zu bemerken, dass in der Versuchsstrecke im saisonalen Verlauf mehrere Größenklassen auftraten als im Staubereich.

Barbatula barbatula

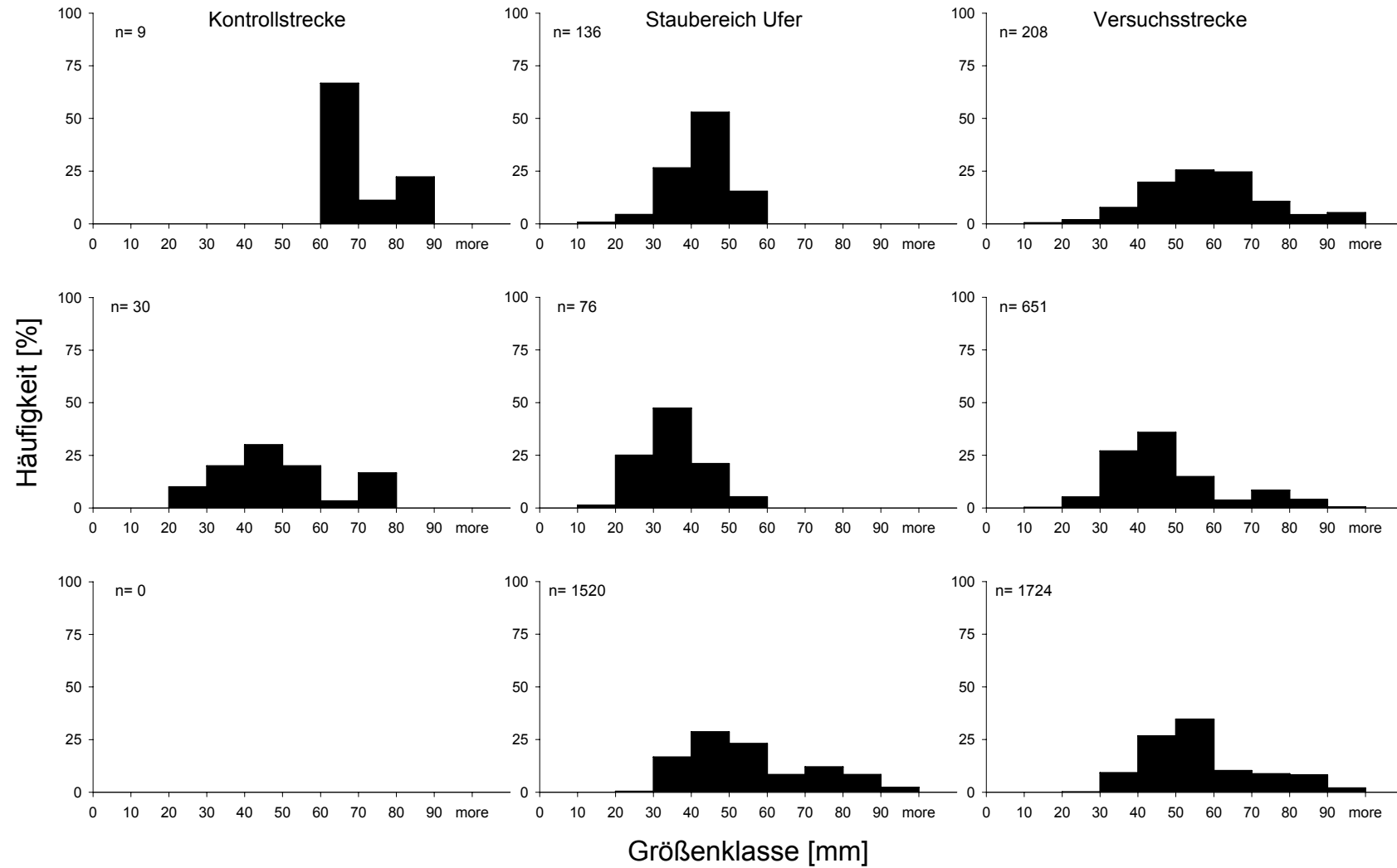


Abbildung 18: Längenfrequenz der Art *Barbatula barbatula* im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

Auch bei *Cottus gobio* wurden nur wenige Individuen in der Kontrollstrecke beobachtet, daher ist keine Veränderung in der Verteilung der Längenfrequenzen zu verzeichnen (Abb. 19). Der Staubereich und die Versuchsstrecke unterschieden sich in der Anzahl der Größenklassen voneinander. Im Staubereich wurden am Anfang Individuen mit Längen zwischen 50 und 90 mm beobachtet, den Großteil stellten Individuen mit einer Länge zwischen 60 und 70 mm. Im weiteren Jahresverlauf kam es in diesem Flussabschnitt zu einer Verschiebung der Mehrheit zu längeren Individuen, obwohl sich die Anzahl der Größenklassen nicht veränderte. In den Monaten Oktober bis Dezember trat eine weitere Größenklasse auf, aber die Mehrheit wurde nach wie vor von Individuen > 70 mm gestellt.

In der Versuchsstrecke konnten kleinere und größere Individuen als im Staubereich beobachtet werden, obwohl der prozentuelle Großteil ebenfalls von Individuen mit einer Länge zwischen 50 und 90 mm gestellt wurde. Im weiteren Verlauf erhöhte sich die Anzahl der Individuen < 50 mm. Am Ende traten diese wieder in den Hintergrund und die Verteilung verhielt sich ähnlich wie zu Beginn der Saison.

Cottus gobio

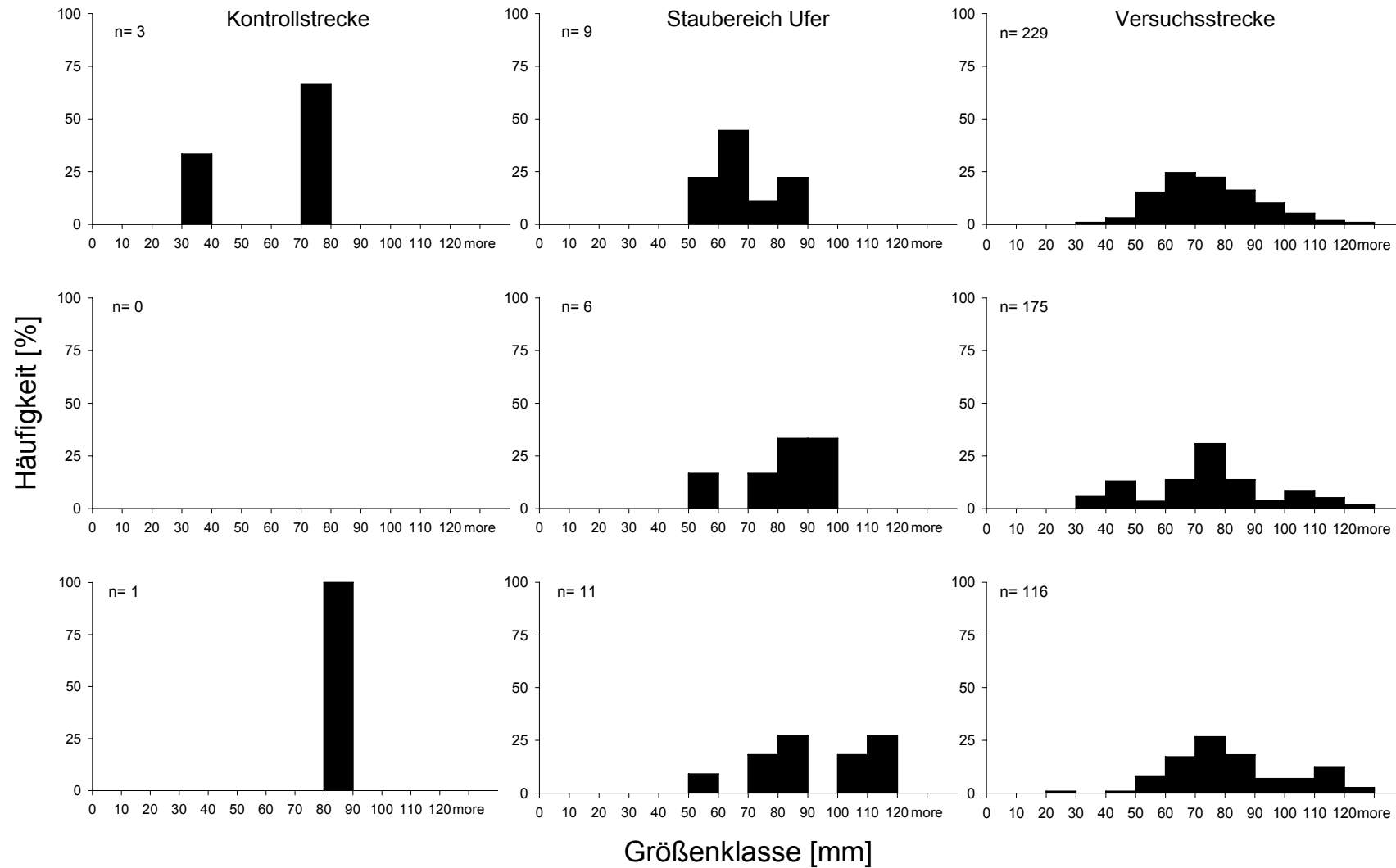


Abbildung 19: der Art *Cottus gobio* im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

Für erkennbare Veränderungen in der saisonalen Längenfrequenz der Art *Gobio gobio* in der Kontrollstrecke wurden zu wenige Individuen beobachtet. Im Staubereich überwogen in den ersten drei Monaten Individuen ab einer Länge von 80mm, die größten hatten eine Länge zwischen 120 und 130 mm (Abb. 20). Individuen mit einer Länge zwischen 30 und 60 mm traten nur in geringem Prozentsatz auf. In den Monaten Juli bis September kam es zu einer Verschiebung zu kleineren Individuen mit einer Länge von 10 bis 50 mm. Die Längenverhältnisse verhielten sich umgekehrt wie in den Monaten zuvor, da die größeren Individuen in den Hintergrund traten. In den letzten drei Monaten Oktober bis Dezember verschoben sich die Längen auf 20 bis 70 mm und auch größere Individuen ab einer Länge von 80 mm wurden wieder häufiger festgestellt.

In der Versuchsstrecke konnten zu Beginn der Saison vermehrt Individuen mit einer Länge zwischen 20 und 70 mm festgestellt werden, die größeren Individuen ab einer Länge von 80 mm traten in geringeren Prozentsätzen auf, wobei Individuen mit einer Länge zwischen 120 und 130 mm den höchsten Wert in den größeren Längen stellten. In der Mitte der Saison kam es zu einer Aufteilung der Individuen in Bereiche zwischen 20 und 70 mm und 80 und Individuen größer als 130 mm. Am Ende der Saison überwog der Anteil der Individuen mit einer Länge zwischen 30 und 70 mm und der Anteil der größeren Individuen nahm im Vergleich zu den Monaten davor ab. Es wurden auch in jeder Saison in der Versuchsstrecke Individuen größer als 130 mm beobachtet, wohingegen diese Individuenlänge im Staubereich erst in der letzten Saison auftraten. Insgesamt zeigten die Verhältnisse in der Längenfrequenz der Art *Gobio gobio* in den Flussabschnitten Staubereich und Versuchsstrecke einen gegenteiligen Verlauf bezogen auf die Häufigkeit der einzelnen Größenklassen.

Gobio gobio

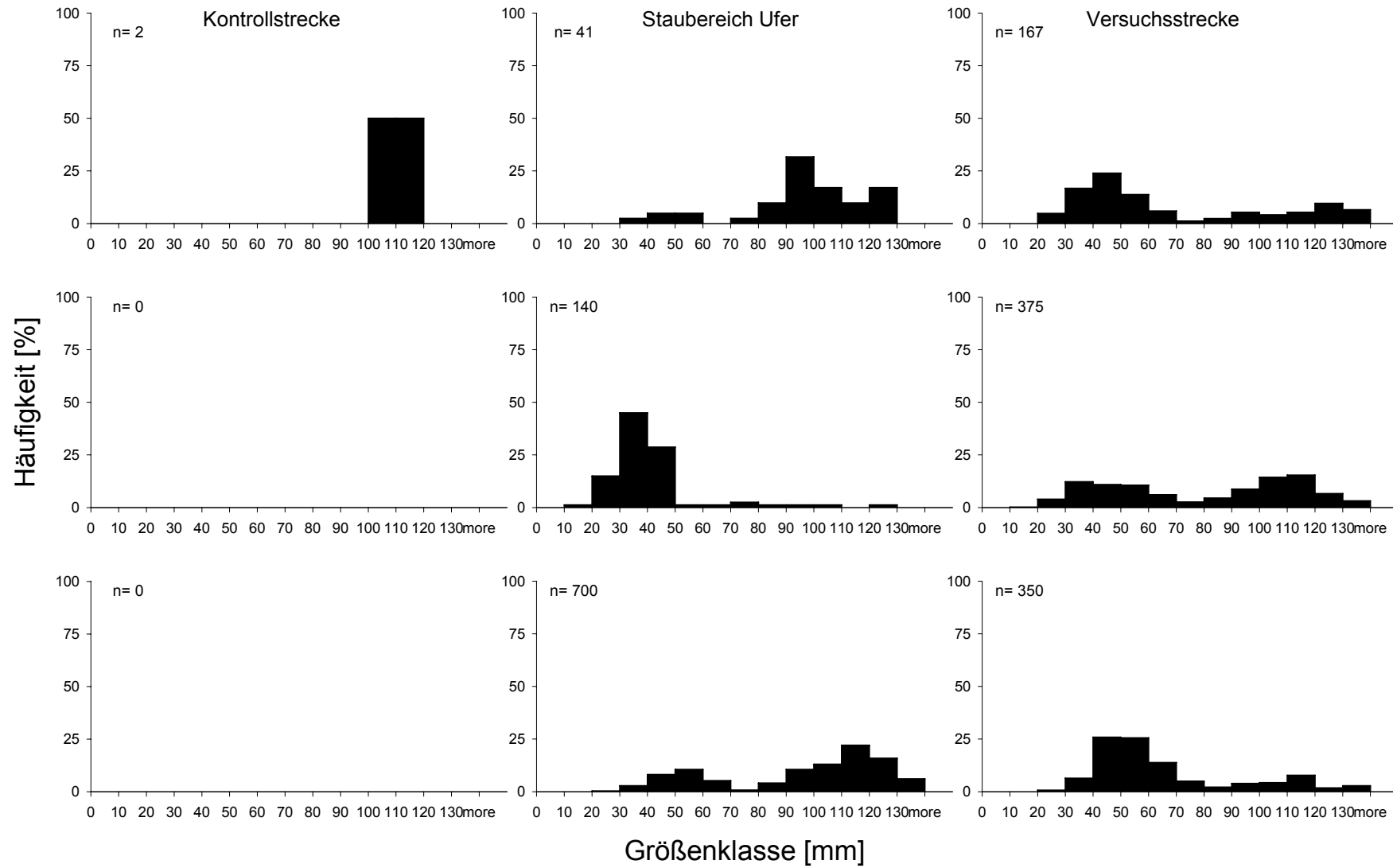


Abbildung 20: Längenfrequenz der Art *Gobio gobio* im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

Die Kontrollstrecke nahm auch bezüglich *Leuciscus cephalus* eine Sonderstellung ein, da nur ein Individuum beobachtet wurde und somit keine Veränderung in den Häufigkeiten zu bemerken war (Abb. 21). Im Staubereich konnten durchwegs nur Individuen mit einer Länge < 140 mm beobachtet werden. Den Großteil machten Individuen mit einer Länge zwischen 20 und 60 mm aus. In den Monaten Juli bis September kam es zu einem massiven Auftreten von Individuen < 40 mm, die größeren Individuen traten in den Hintergrund.

In der Versuchsstrecke wurde ebenso der Großteil von Individuen < 60 mm gestellt. Weiters war zu beobachten, dass zu Beginn der Saison noch Individuen > 200 mm präsent waren. Es wurden auch Individuen > 300 mm relativ häufig angetroffen. Im weiteren Jahresverlauf nahm die Anzahl jener Individuen ab, so dass in den letzten drei Monaten in der Versuchsstrecke keine Individuen > 180 mm angetroffen wurden.

Leuciscus cephalus

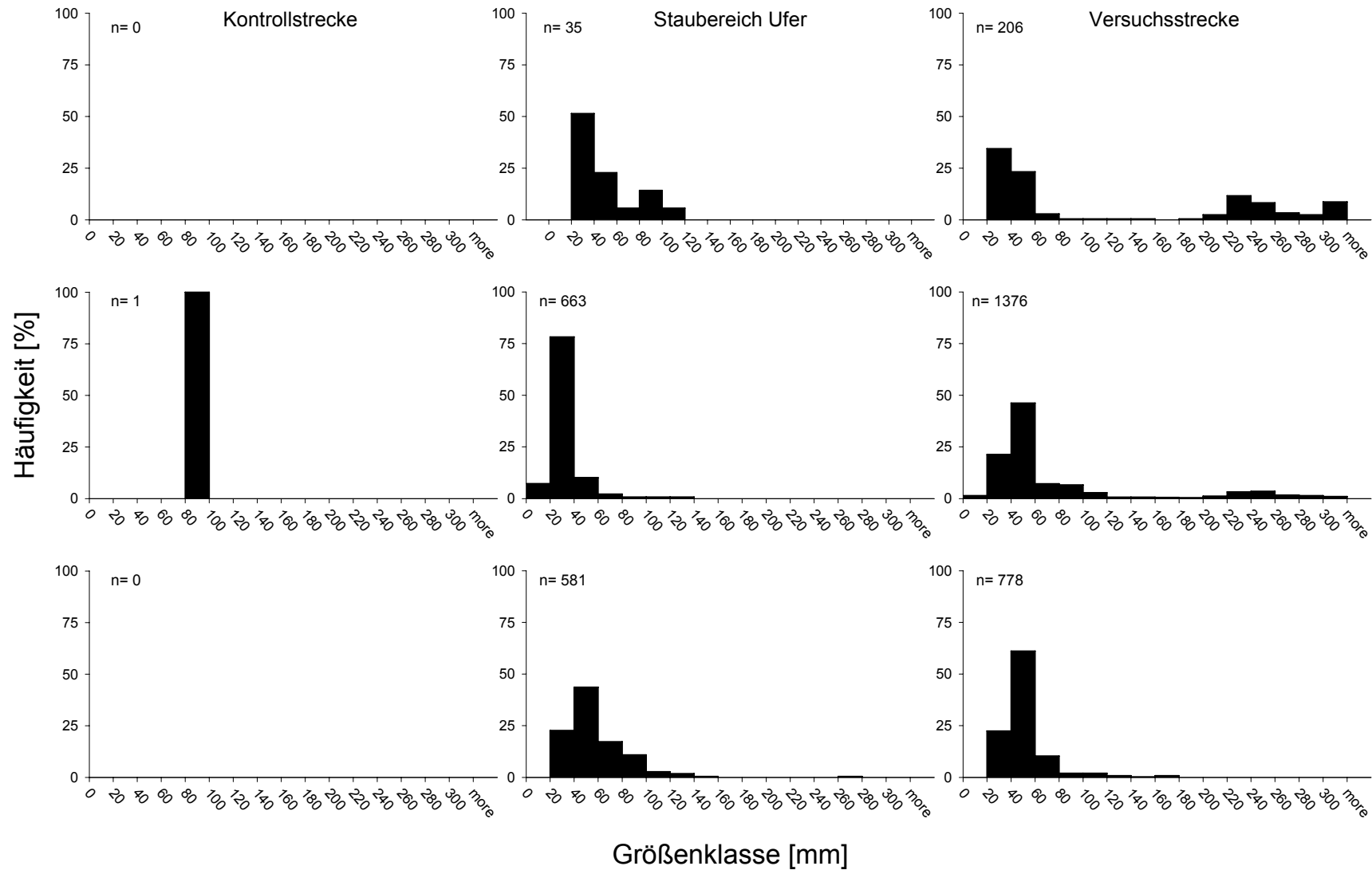


Abbildung 21: Längenfrequenz der Art *Leuciscus cephalus* im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

Bei *Phoxinus phoxinus* konnten in der Kontrollstrecke genügend Individuen beobachtet werden, sodass eine Verschiebung in den Sommermonaten von Individuen > 60 mm zu kleineren Individuen mit Längen zwischen 20 und 80 mm bemerkbar war (Abb. 22). Im Staubereich wurden in den ersten sechs Monaten keine Individuen > 60 mm beobachtet, diese traten erst in den Monaten Oktober bis Dezember auf. Zu Beginn hatte die Mehrheit der Individuen Längen zwischen 30 und 60 mm, im weiteren Verlauf nahm die Längenklasse 20 bis 30 mm auf Kosten der Längenklasse 50 bis 60 mm zu, sodass die Mehrheit von Individuen zwischen 20 und 50 mm Länge gestellt wurde. Erst zu Jahresende wurden im Staubereich Individuen > 60 mm beobachtet wobei die Anzahl der Fische mit einer Länge zwischen 20 und 30 mm wieder abnahm.

In der Versuchsstrecke konnte zu Beginn ein größeres Spektrum an Längenklassen beobachtet werden, der Großteil der Individuen war mit Längen zwischen 40 und 70 mm vertreten. Auch waren in diesem Flussabschnitt im Gegensatz zum Staubereich im Jahresverlauf immer Individuen > 60 mm vertreten. In den Monaten Juli bis September fand wie im Staubereich eine Verschiebung der Häufigkeit zu kleineren Individuen statt. Zu Jahresende machten den Großteil der Individuen Fische mit einer Länge von 40 bis 60 mm aus.

Phoxinus phoxinus

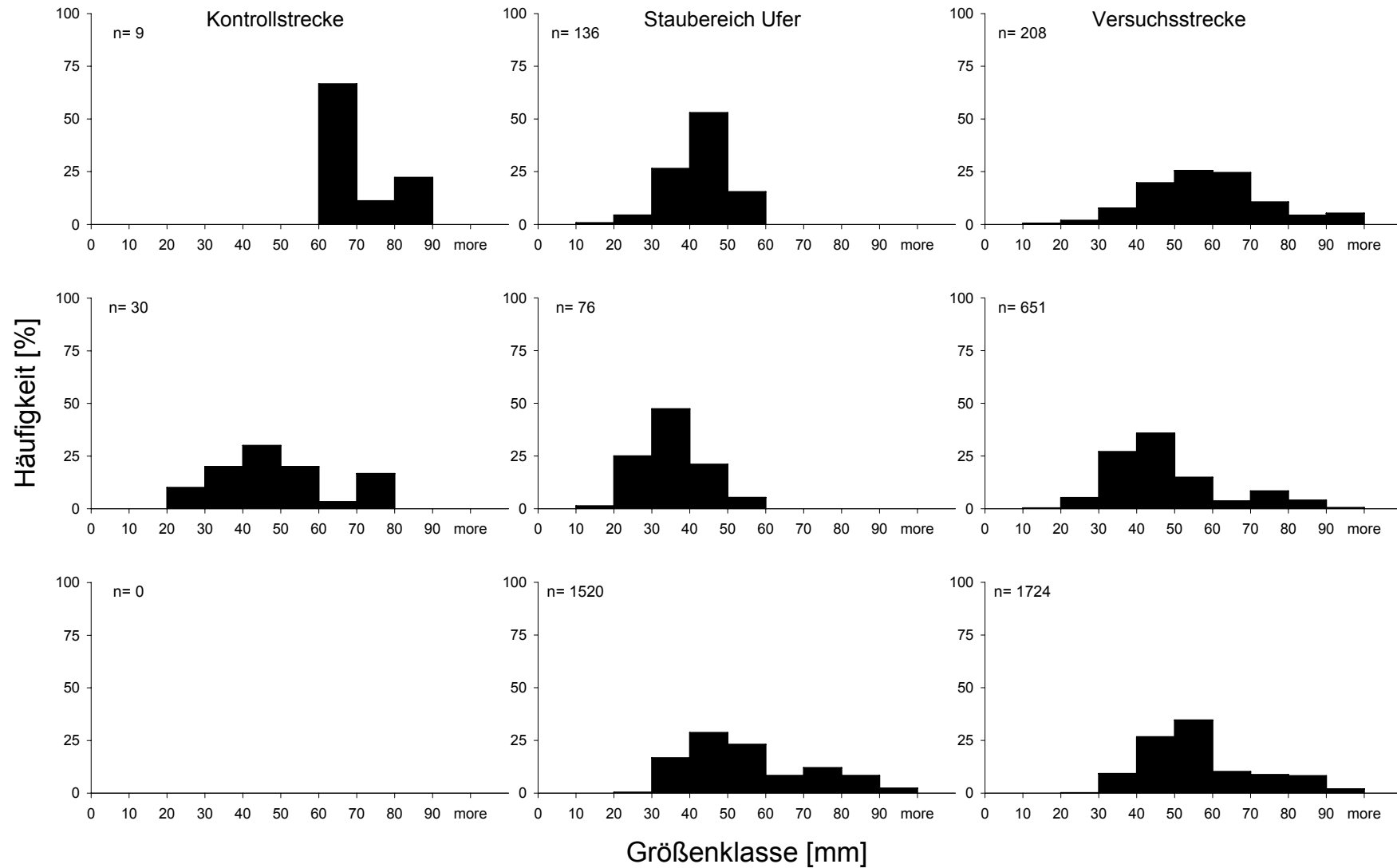


Abbildung 22: Längenfrequenz der Art *Phoxinus phoxinus* im saisonalen Verlauf in den 3 ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

Die Art *Salmo trutta* wurde nur in der Versuchsstrecke angetroffen, daher beschränkt sich die Auswertung der Längenfrequenz auf diesen Flussabschnitt. Zu Probenbeginn wurden bei *Salmo trutta* in der Versuchsstrecke vermehrt Individuen mit einer Länge zwischen 20 und 80 mm beobachtet (Abb. 23, links). Auch größere Individuen mit Längen > 300 mm waren noch präsent. In den Monaten Juli bis September fand eine Verschiebung zu Längen zwischen 60 und 140 mm statt und Individuen > 300 mm konnten im weiteren Jahresverlauf nicht mehr verzeichnet werden. Zu Jahresende machten den Großteil der Fische in diesem Flussabschnitt Individuen mit Längen zwischen 120 und 140 mm aus.

Die Art *Rutilus rutilus* war nur in der Randzone des Staubereichs mit ausreichend hohen Individuenzahlen vertreten, sodass die Analyse der Längenfrequenz nur in diesem Flussabschnitt vorgenommen wurde. Zu Beginn konnten nur vereinzelt Individuen verzeichnet werden, die größer als 50 mm waren (Abb. 23, rechts). In den nächsten Monaten kam es zu einem erhöhten Auftreten von *Rutilus rutilus*, mehrheitlich mit Längen zwischen 30 und 60 mm, zugleich waren auch noch größere Individuen präsent. Zu Jahresende wurden Individuen mit Längen zwischen 20 und 70 mm verzeichnet, den Großteil stellten aber Individuen mit Längen zwischen 30 und 50 mm. Individuen mit Längen größer 70 mm wurden nicht mehr verzeichnet.

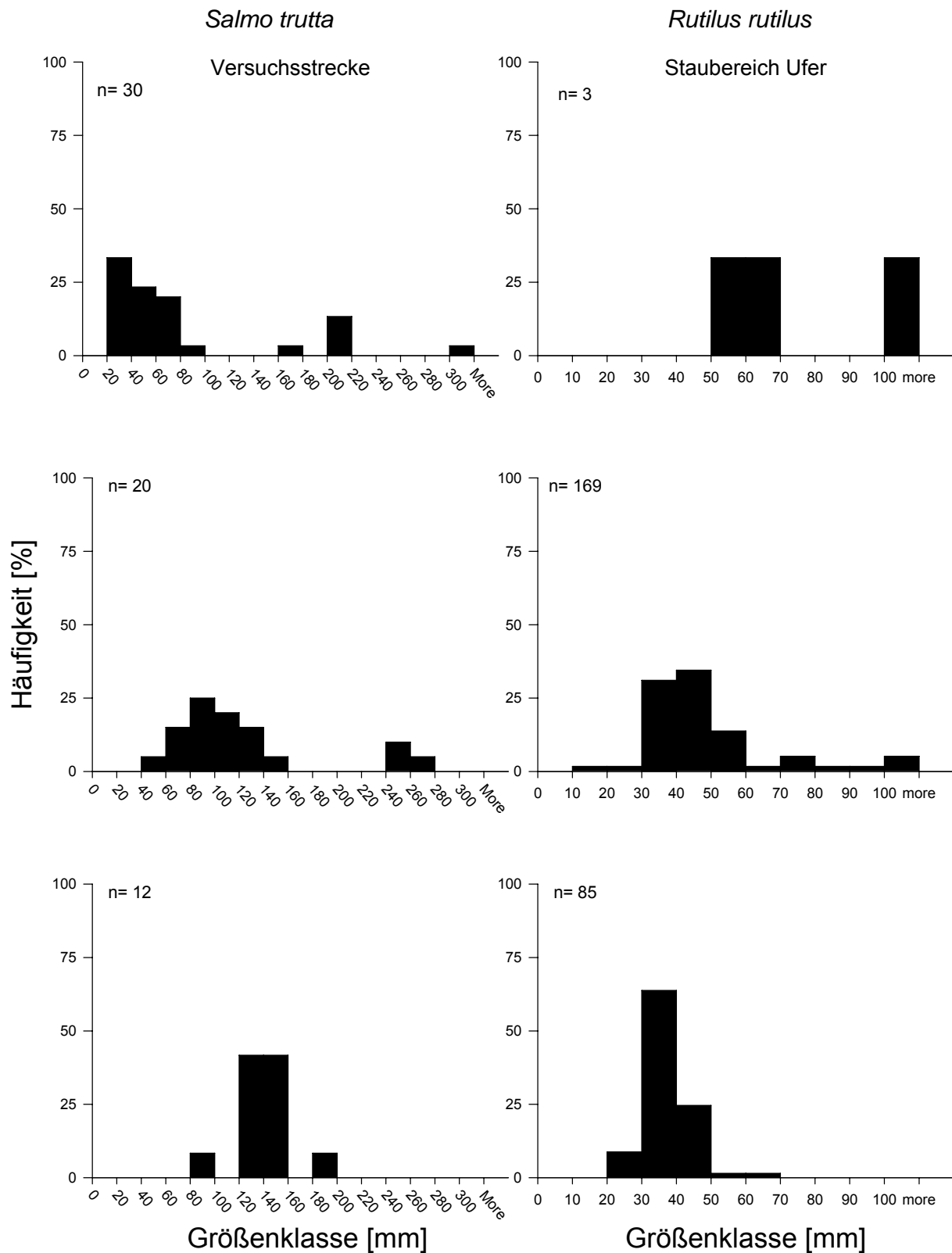


Abbildung 23: Längenfrequenz der Arten *Salmo trutta* (linke Seite) und *Rutilus rutilus* (rechte Seite) im saisonalen Verlauf in den ausgewählten Flussabschnitten (oberste Grafiken Monate April bis Juni, mittlere Grafiken Monate Juli bis September und unterste Grafiken Monate Oktober bis Dezember).

III. 2. 4 Biodiversität

Die Kontrollstrecke verzeichnete immer den geringsten Wert, wie auch am Mittelwert zu erkennen ist, der deutlich unter jenen der anderen Abschnitte lag (Kruskal-Wallis, $n = 27$, $p < 0,001$). Der Shannon-Wiener-Index erreichte den höchsten Wert in der Versuchsstrecke am ersten Termin mit 1,61. Weiters war der Index an 7 Terminen höher als im Staubereich, nur an 2 Terminen lag der Staubereich vorne (Tab. 9).

Tabelle 9: Shannon-Wiener-Index als Maß für die Biodiversität in den drei ausgewählten Flussabschnitten im Jahresverlauf; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Datum	Kontrollstrecke	Staubereich Ufer	Versuchsstrecke
12.04.2007	0,69	0,95	1,61
18.05.2007	0,69	1,24	1,44
18.06.2007	0,94	1,20	1,57
12.07.2007	0,69	0,72	1,46
22.08.2007	0,21	1,04	1,29
13.09.2007	0,64	1,54	1,46
11.10.2007	0,00	1,22	1,14
05.11.2007	0,00	1,24	1,39
03.12.2007	0,00	0,94	1,07
MW \pm SD	0,43 \pm 0,37	1,12 \pm 0,24	1,38 \pm 0,18

Ein Vergleich des Shannon-Wiener Indexes zwischen den drei Flussabschnitten zeigte höchst signifikante Unterschiede zwischen den Abschnitten Kontrollstrecke und Versuchsstrecke, Kontrollstrecke und Uferbereich des Staues (Tamhane (T2), $p < 0,001$). Zwischen den beiden Abschnitten Versuchsstrecke und Randzone des Staubereichs konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Tamhane (T2), n. s.)

Im Mittel erreichte die Eveness den höchsten Wert in der Versuchsstrecke, gefolgt vom Staubereich (Tab. 10). Der Staubereich erreichte an 4 und die Versuchsstrecke an 5 Terminen den höchsten Wert. Den geringsten Wert hatte die Kontrollstrecke zu verzeichnen, obwohl hier mehrmals ein Wert von 1 erreicht wurde (Kruskal-Wallis, $n = 27$, n. s.). Dies wurde durch ein Auftreten von 2 Arten mit je einem Individuum bzw. 2 Arten mit gleich vielen Individuen erreicht. An den letzten drei Terminen verzeichnete die Kontrollstrecke einen Wert von 0, weil nur eine Art zu beobachten war. Dies konnte im Staubereich und in der Versuchsstrecke an keinem Termin beobachtet werden.

Tabelle 10: Eveness in den drei ausgewählten Flussabschnitten im Jahresverlauf;
MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Datum	Kontrollstrecke	Staubereich Ufer	Versuchsstrecke
12.04.2007	1,00	0,53	0,83
18.05.2007	1,00	0,77	0,74
18.06.2007	0,68	0,86	0,88
12.07.2007	1,00	0,37	0,70
22.08.2007	0,31	0,58	0,62
13.09.2007	0,92	0,79	0,67
11.10.2007	0,00	0,59	0,55
05.11.2007	0,00	0,64	0,67
03.12.2007	0,00	0,45	0,55
MW ± SD	0,54 ± 0,46	0,62 ± 0,16	0,69 ± 0,11

III. 2. 5 Habitatnutzung

Um die Verteilung der untersuchten Arten anhand der vorherrschenden abiotischen Bedingungen in der Versuchsstrecke zu erfassen wurde eine Redundancy Analyse (RDA) berechnet. Die erste Achse wird von den Umweltvariablen Strömung, Sediment, Auflage und Beschattung beeinflusst (Tab. 11). Die zweite Achse wird von der Temperatur, Tiefe und wiederum Auflage geprägt.

Tabelle 11: Korrelationen der Arten und der Umweltvariablen mit der 1. und 2. Achse.

Cumulative fit per species as fraction of variance of species			
	NAME	AX1	AX2
1	Ba_b a	0.0601	0.4384
2	Co_g o	0.0142	0.0896
3	Go_g o	0.3694	0.3734
4	Le_c e	0.4180	0.4703
5	Ph_p h	0.2910	0.3633
6	Sa_t r	0.0374	0.0988
7	Ru_r u	0.3075	0.3844
Inter set correlations of environmental variables with axes			
	NAME	AX1	AX2
1	Temperatur	0.0106	-0.5862
2	Tiefe	0.0071	0.6090
3	Strömung	-0.4554	0.2160
4	Breite	-0.0846	0.2145
5	Steine	-0.3013	-0.1274
6	Schotter	0.2919	0.1207
7	Auflage Feinsediment	0.3717	0.2878
8	Algenbewuchs	-0.4055	-0.3359
9	Beschattung	0.3346	-0.0071

Die Arten *Barbatula barbatula*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Phoxinus phoxinus* und *Rutilus rutilus* werden von beiden Achsen beeinflusst. Die Arten *Cottus gobio* und *Salmo trutta* werden von der zweiten Achse stärker geprägt als von der ersten.

Die erste Achse erklärt 28% der Variabilität in den Fischdaten, die zweite Achse nur mehr 8,7%, trotzdem konnte eine Signifikanz in allen Achsen festgestellt werden (Tab.12). 0,002 ist der niedrigste Wert der für P erreicht werden kann, wenn die Anzahl der Permutationen $[(0+1)/(499+1)]$ verwendet werden (Lepš & Šmilauer, 2003). Insgesamt können 46,7% der Verteilung der Individuen durch die verwendeten Variablen erklärt werden.

Tabelle 12: Eigenwerte, Arten – Umweltbeziehungen und Ergebnisse.

Axes	1	2	3	4
Eigenvalues :	0.280	0.087	0.070	0.015
Species-environment correlations :	0.729	0.784	0.719	0.508
Cumulative percentage variance				
of species data :	28.0	36.7	43.7	45.2
of species-environment relation:	60.0	78.6	93.6	96.9
Sum of all eigenvalues	1			
Sum of all canonical eigenvalues	0,467			
Test of significance of first canonical axis:				
eigenvalue	0,28			
F-ratio	24,098			
P-value	0,002			
Test of significance of all canonical axes:				
Trace	0,467			
F-ratio	6,03			
P-value	0,002			

Wie in Abb. 24 zu sehen zeigten die Arten *Salmo trutta* und *Cottus gobio* eine Präferenz für das Substrat Steine mit dazugehörigem Algenbewuchs. Weiters waren diese Arten in Habitaten mit höheren Fließgeschwindigkeiten anzutreffen. Hohe Abundanzen der Arten *Leuciscus cephalus* und *Barbatula barbatula* konnten in Bereichen mit geringer Fließgeschwindigkeit festgestellt werden. Die Art *Leuciscus cephalus* zeigte auch eine Präferenz für Beschattung. Dieses Ergebnis könnte durch das massive Auftreten von 0+ Fischen in den strömungsberuhigten Bereichen in der Versuchsstrecke beeinflusst sein. Hohe Abundanzen der Arten *Gobio gobio*, *Rutilus*

utilus und *Phoxinus phoxinus* im Nordosten der Abb. 24 wurden an tiefen Stellen mit Schotter und einer Auflage von Feinsediment vorgefunden.

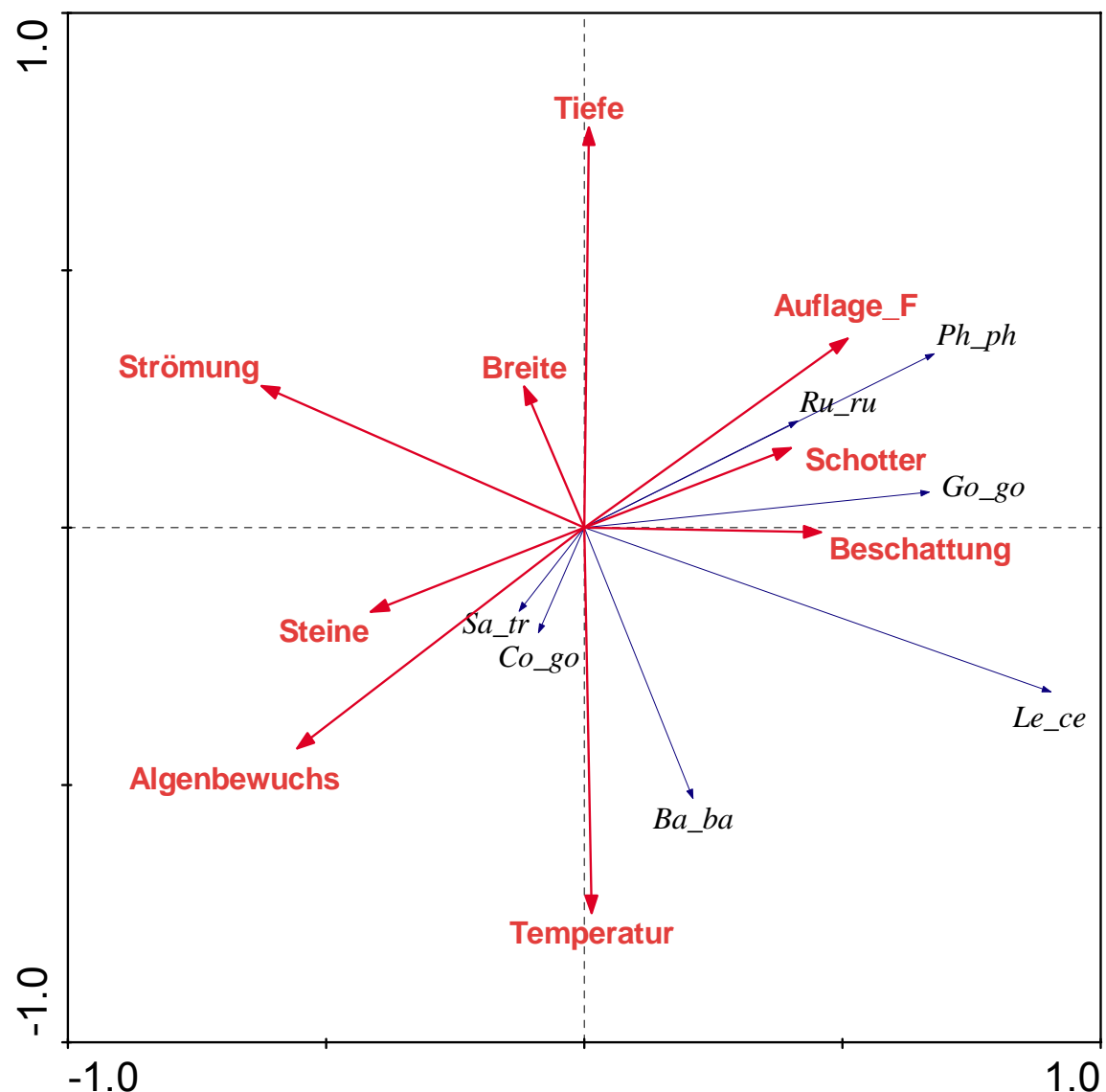


Abbildung 24: Habitatnutzung der häufigsten Fischarten in der Versuchsstrecke.

Auflage_F= Feinsediment; Ba_ba= *Barbatula barbatula*, Co_go= *Cottus gobio*, Go_go= *Gobio gobio*, Le_ce= *Leuciscus cephalus*, Ph_ph= *Phoxinus phoxinus*, Ru_ru= *Rutilus rutilus* und Sa_tr= *Salmo trutta*. Die Daten der Fische wurden nicht durch die Standardabweichung dividiert, die Länge der Pfeile zeigt die Abundanz und Variabilität der Werte der Arten im dargestellten Ordinationsraum.

III. 2. 6 Markierung und Wiederfang

Insgesamt wurden in der Untersuchung 172 Individuen markiert (Abb. 25). Diese setzten sich aus den Arten *Esox lucius* (8), *Leuciscus cephalus* (156), *Leuciscus leuciscus* (1) und *Salmo trutta* (7) zusammen. Die Verteilung auf die untersuchten

Flussabschnitte setzte sich wie folgt zusammen: 170 Fische wurden in der Versuchsstrecke markiert, 3 Hechte im Ufer des Staubereichs.

Wiederfänge konnten ausschließlich in der Versuchsstrecke bei *Leuciscus cephalus* und *Salmo trutta* beobachtet werden.

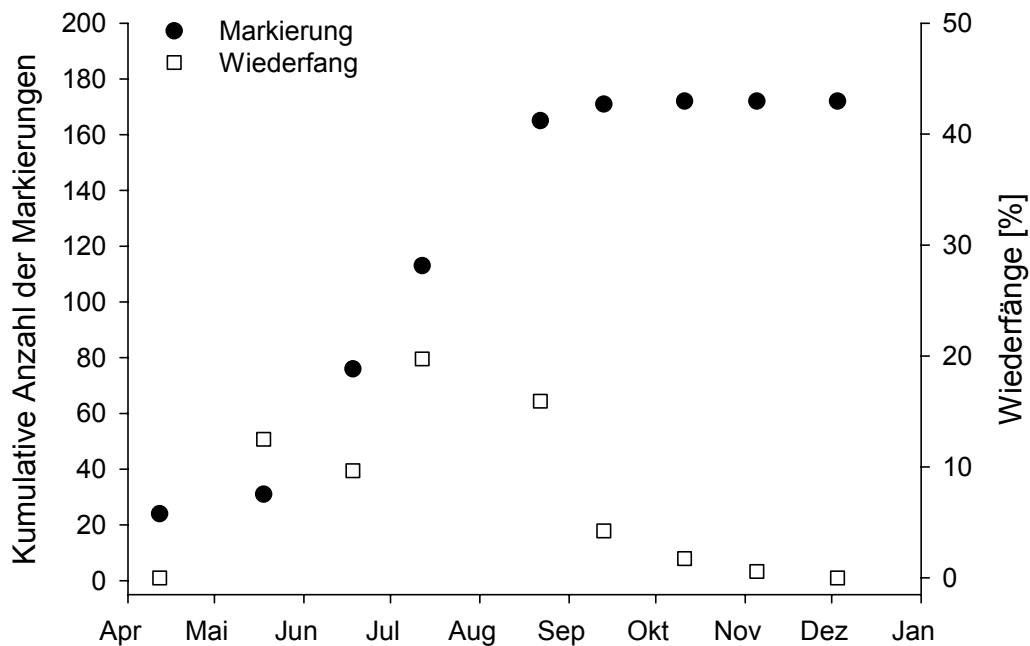


Abbildung 25: Kumulative Anzahl der Markierungen und Wiederfänge in Prozent der kumulativen Anzahl der Markierungen an den Probenentnahmen in den Abschnitten Versuchsstrecke und Staubereich.

Die Berechnung der Wiederfangrate erfolgte durch einen Vergleich der aktuellen Wiederfänge mit der kumulativen Anzahl der im Monat zuvor markierten Individuen (siehe auch Hoyer, 2007).

Ab der zweiten Probenentnahme im Mai kam es zu einem drastischen Anstieg der markierten Individuen, die sich auch in den nächsten beiden Monaten fortsetzte, bis eine Anzahl von 173 markierten Individuen im November erreicht wurde. Dieser Wert blieb bis zur letzten Probenentnahme im Dezember unverändert, d.h. es konnten keine unmarkierten Individuen, die größer als 15 cm waren, mehr gefangen werden. Ab dem Monat Mai erreichte die Wiederfangrate Werte um die 10%, danach erfolgte ein merklicher Anstieg der Wiederfangrate in den Monaten Juli und August. Die höchsten Wiederfangraten wurden in diesen Monaten mit Werten von 19,7% und 15,9% erreicht. Danach nahm die Wiederfangrate ab, um schließlich im Dezember den Wert 0% zu erreichen. Weiters konnte ein markierter Fisch der Art *Leuciscus cephalus* am ersten Probenentnahme in der Versuchsstrecke gefangen werden. Dieser Fisch hatte

noch die Markierung von der Untersuchung 2003/2004. Dieser Fisch wurde nicht in die Auswertung der Wiederfangrate am ersten Termin miteinbezogen.

III. 3 Fischzönosen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke

III. 3. 1 Abundanz und Biomasse

Die Abundanzen der Mesohabitate Run und Pool durchströmt erreichte ähnliche Mittelwerte um 12 Individuen.min⁻¹ (Abb. 26, links oben), nur der Mittelwert des strömungsberuhigten Pools hob sich von den anderen ab und verzeichnete einen höheren Wert von 29 Individuen.min⁻¹ (Kruskal-Wallis, n= 63, p<0,05) Im Jahresverlauf (Abb.26, links unten) war in den letzten drei Monaten ein markanter Anstieg der Abundanzen im strömungsberuhigten Pool zu verzeichnen. In den Monaten davor lagen die Mittelwerte näher beisammen und erreichten außerdem nicht so hohe Werte wie zu Jahresende. Ab dem Monat August war ein allgemeiner Anstieg der Abundanzen zu bemerken.

Die Biomasseverteilung in den drei beprobten Mesohabitaten zeigte eine relativ gleichbleibende Biomasse im Mesohabitat Run (Abb. 26, rechts oben). Der Median der Biomasse im durchströmten Pool war geringfügig höher als im Run. Der höchste Median wurde im strömungsberuhigten Pool festgestellt, auch wurden an einigen Terminen Biomassen größer als 120 g Frischgewicht.m⁻² verzeichnet (Kruskal-Wallis, n= 63, p<0,001).

Der Vergleiche der Abundanzen zwischen den Mesohabitaten zeigte nur signifikante Unterschiede zwischen dem strömungsberuhigten Pool und den anderen beiden Mesohabitaten (Tamhane (T2), p<0,05).

Bezüglich der Biomasse konnte nur ein höchst signifikanter Unterschied zwischen dem strömungsberuhigten Pool und dem Run festgestellt werden (Tamhane (T2), p<0,001).

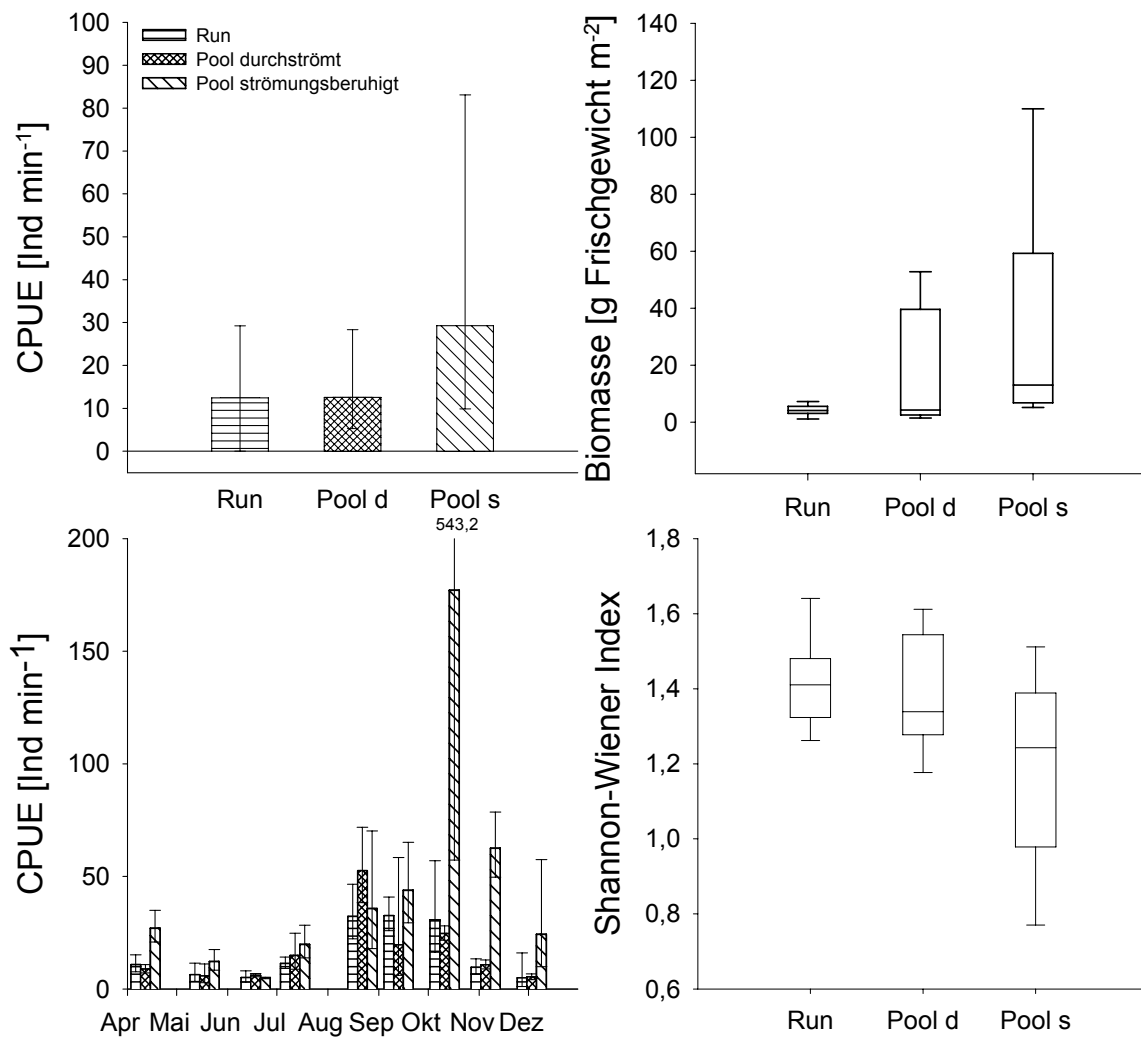


Abbildung 26: Links: obere Grafik: Abundanzen in den 3 Mesohabitaten; untere Grafik: Abundanzen in den drei Mesohabitaten im Jahresverlauf; Mittelwert \pm Standardabweichung
Rechts: obere Grafik: Boxplot der Biomasse in den 3 Mesohabitaten, untere Grafik: Boxplot des Shannon-Wiener Index in den drei Mesohabitaten; Pool d= Pool durchströmt, Pool s= Pool strömungsberuhigt.

III. 3. 2 Biodiversität

Umgekehrt zur Biomasse verhielt sich der Shannon-Wiener Index (Abb. 26, rechts unten). Der geringste Median wurde im strömungsberuhigten Pool festgestellt, gefolgt vom durchströmten Pool. Den höchsten Median erreichte der Run mit einem Wert von 1,4 (Kruskal-Wallis, $n = 27$, n. s.), auch wurde der höchste Wert zu den einzelnen Probenterminen im Mesohabitat Run mit 1,64 verzeichnet (Tab. 13).

Tabelle 13: Shannon-Diversitäts Index in den drei Mesohabitaten Run, Pool durchströmt (Pool d) und Pool strömungsberuhigt (Pool s) im Jahresverlauf; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Datum	Run	Pool d	Pool s
12.04.2007	1,64	1,18	1,51
18.05.2007	1,36	1,28	1,31
18.06.2007	1,46	1,45	1,30
12.07.2007	1,26	1,61	1,24
22.08.2007	1,36	1,29	1,10
13.09.2007	1,45	1,28	1,46
11.10.2007	1,50	1,52	0,86
05.11.2007	1,41	1,57	1,21
03.12.2007	1,28	1,34	0,77
MW ± SD	1,42 ± 0,12	1,39 ± 0,15	1,20 ± 0,25

Die höchste mittlere Eveness wurde im durchströmten Pool, gefolgt vom Run erreicht (Tab. 14). Der höchste Wert an einem Probenstermin wurde aber im strömungsberuhigten Pool mit 0,94 erreicht. Es ergaben sich aber keine signifikante Unterschiede zwischen den Mesohabitaten (Kruskal-Wallis, $n = 27$, n. s.).

Tabelle 14: Eveness in den drei Mesohabitaten Run, Pool durchströmt (Pool d) und Pool strömungsberuhigt (Pool s) im Jahresverlauf; MW= Mittelwert, SD= Standardabweichung.

Datum	Run	Pool d	Pool s
12.04.2007	0,92	0,73	0,94
18.05.2007	0,76	0,80	0,73
18.06.2007	0,82	0,90	0,81
12.07.2007	0,65	0,90	0,69
22.08.2007	0,76	0,66	0,56
13.09.2007	0,81	0,71	0,75
11.10.2007	0,77	0,78	0,48
05.11.2007	0,79	0,88	0,62
03.12.2007	0,66	0,83	0,48
MW ± SD	0,77 ± 0,08	0,80 ± 0,09	0,67 ± 0,15

III. 3. 3 Saisonale Längenfrequenzanalyse

Im Run wurde der Großteil der Individuen im Frühjahr von Fischen mit einer Länge von 60 - 80 mm gestellt, weiters waren noch Individuen mit einer Länge von 40 - 60 und 80 - 100 mm relativ häufig (Abb. 27). Individuen mit einer Länge größer als 200 mm kamen nur in sehr geringer Anzahl vor. Im Sommer kam es zu einer Verschiebung zu Individuen mit 40 - 60 mm, die in diesen Monaten vermehrt auftraten. Auch größere Individuen waren in den Sommermonaten nur geringfügig vorhanden. In den Herbstmonaten zeigte sich ein ähnliches Bild wie in den Monaten

zuvor, denn auch hier wurden vermehrt Individuen mit einer Länge zwischen 40 und 60 mm beobachtet. Größere Individuen konnten nur vereinzelt angetroffen werden.

Wie auch im Run, hatte im durchströmten Pool der Großteil der Fische im Frühjahr eine Länge zwischen 60 - 80 mm. An diesem Standort wurden aber auch vermehrt Individuen größer als 200 mm angetroffen. In den Sommermonaten kam es zu einem Rückgang der Individuen mit einer Länge von 60 - 80 mm, den größten Prozentsatz erreichten Individuen mit einer Länge von 40 - 60 mm. Auch größere Individuen wurden noch relativ häufig verzeichnet. In den Herbstmonaten stellten den Großteil der Individuen Fische mit einer Länge zwischen 40 und 80 mm. Alle anderen Größenklassen traten in den Hintergrund und auch Fische größer als 140 mm wurden nicht mehr angetroffen.

Im strömungsberuhigten Pool zeigte sich im Frühjahr ein ähnliches Bild wie im durchströmten Pool in den Herbstmonaten. Der Großteil der Fische hatte eine Länge zwischen 40 und 80 mm und auch Fische mit einer Länge zwischen 20 und 40 mm wurden noch relativ häufig angetroffen. Auch waren an diesem Standort Individuen größer als 200 mm noch vermehrt anzutreffen. In den Sommermonaten kam es zu einer Verschiebung zu kleineren Individuen mit Längen zwischen 20 und 60 mm. Es wurden auch Individuen mit einer Länge zwischen 0 und 20 mm, wenn auch nur vereinzelt, vorgefunden. Individuen größer als 200 mm waren noch relativ häufig anzutreffen.

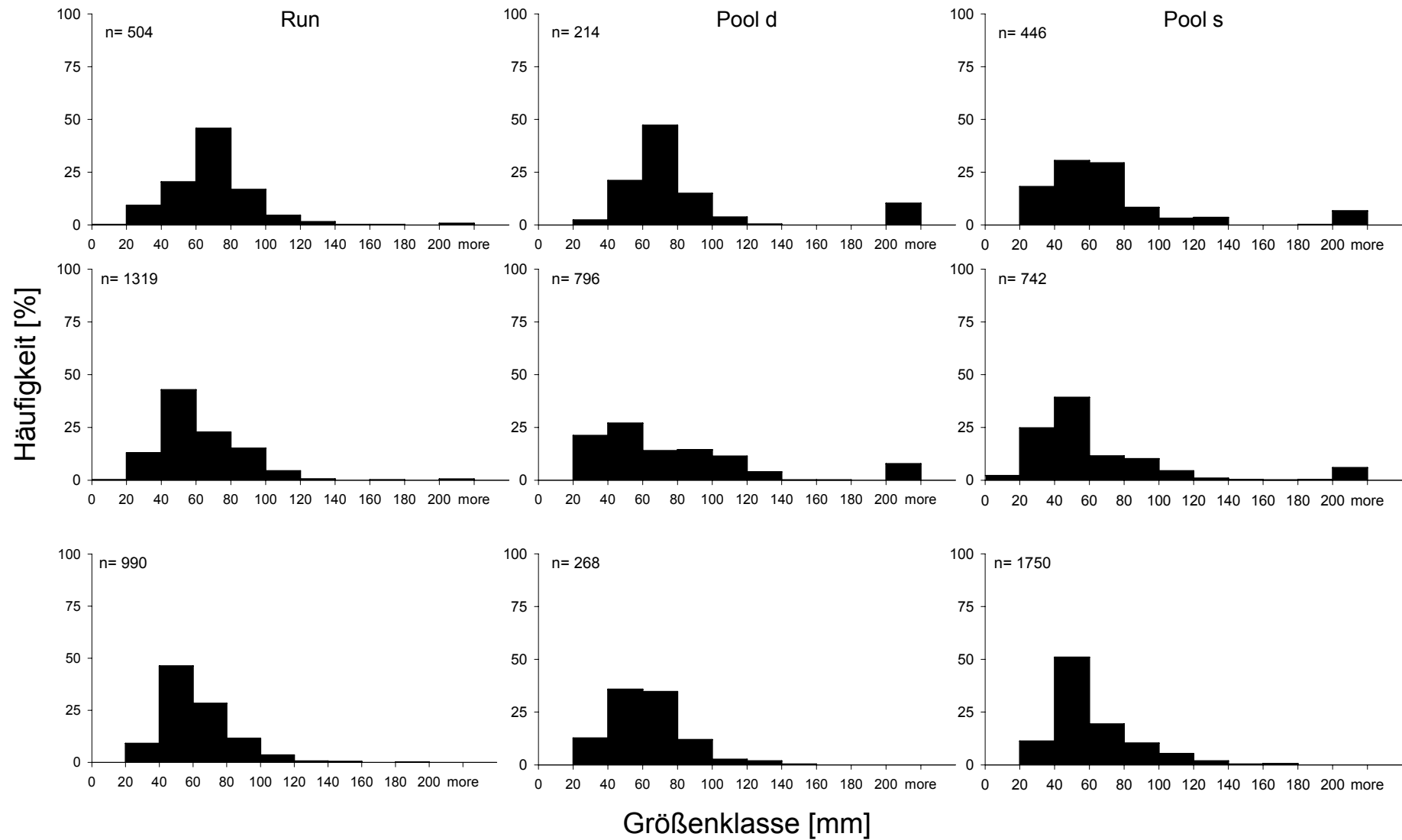


Abbildung 27: Längenfrequenz der Mesohabitate Run, Pool durchströmt (Pool d) und Pool strömungsberuhigt (Pool s) im saisonalen Verlauf ohne Auftrennung nach Arten (obere Reihe: Monate April bis Juni, mittlere Reihe: Monate Juli bis August, untere Reihe: Monate September bis Dezember).

In den letzten drei Monaten erreichten Individuen mit einer Länge zwischen 40 und 60 mm mehr als 50 % Anteil am Gesamtfang im strömungsberuhigten Pool. Weiters war zu bemerken, dass wie auch im durchströmten Pool die größeren Individuen in den letzten drei Monaten nicht mehr an diesem Standort anzutreffen waren. Die Auswertung mittels Kruskal-Wallis ergab signifikante Unterschiede bei den Längen im Frühjahr und Sommer (Frühjahr: $n = 1162$, Sommer: $n = 1462$, beide $p < 0,001$), aber im Herbst konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Kruskal-Wallis, $n = 2287$, n.s.).

Der Median der Totallänge der Fische erreichte immer den höchsten Wert im durchströmten Pool (Tab. 15). Der Run verzeichnete Werte, die zwischen den Mesohabitaten durchströmten und strömungsberuhigten Pool lagen. Somit erreichte der strömungsberuhigte Pool immer die niedrigsten Werte.

Tabelle 15: 25% Perzentil, Median und 75% Perzentil der Fischlängen in den Mesohabitaten Run, Pool durchströmt (Pool d) und im strömungsberuhigten Pool (Pool s) im saisonalen Verlauf.

	25% Perzentil	Median	75% Perzentil
Run_Frühjahr	58	70	80
Pool d_Frühjahr	61	71	84
Pool s_Frühjahr	44	61	77
Run_Sommer	46	57	76
Pool d_Sommer	43	63	97
Pool s_Sommer	40	52	75
Run_Herbst	48	58	73
Pool d_Herbst	48	62	76
Pool s_Herbst	47	55	70

Der statistische Vergleich der Fischlängen zeigte einen höchst signifikanten Unterschied zwischen den Mesohabitaten durchströmter Pool und Run im Frühjahr (Tamhane (T2), $p < 0,001$) und einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Pools (Tamhane (T2), $p < 0,05$).

Im Sommer konnten ebenfalls bei den oben erwähnten Mesohabitaten signifikante Unterschiede festgestellt werden, diesmal waren beide höchst signifikant (Tamhane (T2), $p < 0,001$).

III. 4 Fischlarven

III. 4. 1 Hydro – morphologische Messungen in den Flussabschnitten und in der Versuchsstrecke

Die größten Wassertiefen in den Flussabschnitten bei den Jungfischuntersuchungen wurden im Uferbereich des Staus erreicht (Abb. 28, links oben). Die Tiefe in der Versuchsstrecke war deutlich geringer als im Staubereich. Die geringsten Wassertiefenwerte wurden in der Kontrollstrecke erreicht (Kruskal-Wallis, $n = 180$, $p < 0,001$). Bei der Fließgeschwindigkeit zeigte sich ein gegenteiliges Ergebnis (Abb. 28, links unten). Die Kontrollstrecke erreichte mit Abstand die höchsten Fließgeschwindigkeiten, gefolgt vom Staubereich, die geringsten Werte wurden in der Versuchsstrecke gemessen (Kruskal-Wallis, $n = 180$, $p < 0,001$).

Der statistische Vergleich der Wassertiefe in den drei Flussabschnitten zeigte ein höchst signifikantes Ergebnis zwischen allen Abschnitten (Tamhane (T2), $p < 0,001$). Bei der Fließgeschwindigkeit unterschied sich die Kontrollstrecke hoch signifikant von den Flussabschnitten Versuchsstrecke und der Randzone des Staubereiches (Tamhane (T2), $p < 0,01$). Zwischen der Versuchsstrecke und dem Randbereich des Staus konnte ein höchst signifikante Unterschied festgestellt werden (Tamhane (T2), $p < 0,001$).

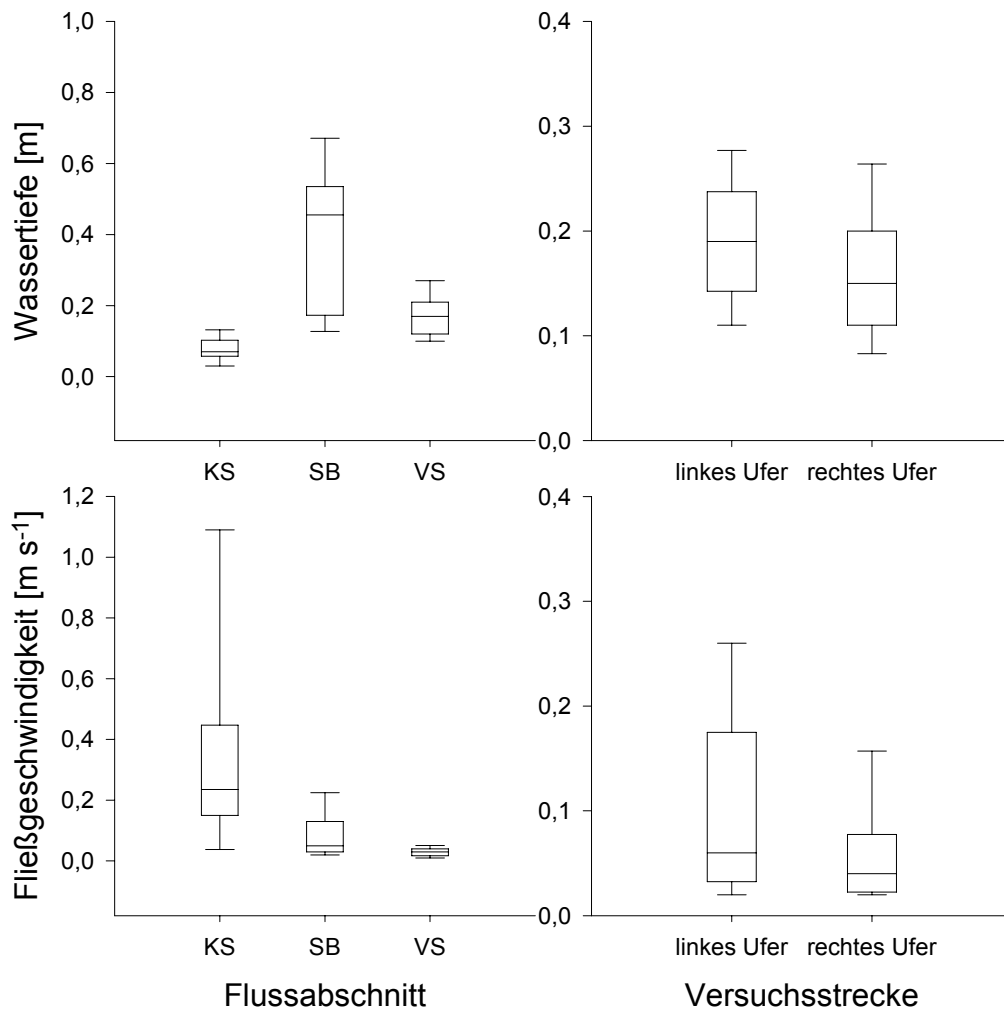


Abbildung 28: obere Grafiken: Boxplot der Wassertiefe zwischen den Flussabschnitten (links) und dem linken und rechten Ufer in der Versuchsstrecke (rechts); untere Grafiken: Boxplot der Fließgeschwindigkeit zwischen den Flussabschnitten (links) und dem linken und rechten Ufer in der Versuchsstrecke (rechts); KS= Kontrollstrecke, SB= Staubereich; VS= Versuchsstrecke.

Die Auswertung der abiotischen Messungen für die einzelnen Ufer in der Versuchsstrecke zeigte, dass der Median der Tiefenwerte am linken Ufer höher war als am rechten Ufer (Abb. 28, rechts oben). Auch war der Median der Fließgeschwindigkeit am linken Ufer höher als am rechten Ufer (Mann-Whitney-U, $n=144$, Wassertiefe $p<0,01$; Fließgeschwindigkeit $p<0,01$).

III. 4. 2 Abundanz, Familien und Larvenstadien in den Flussabschnitten

Im Staubereich konnte am 16. 05. 2007 nur eine Fischlarve aus der Familie der Cyprinidae festgestellt werden, daher erreichten diese dort 100%. Den Großteil der prozentuellen Verteilung der Fischlarven in der Versuchsstrecke übernahmen Vertreter aus der Familie der Cottidae (79%), gefolgt von Individuen aus der Familie

der Cyprinidae (17%) (Abb. 29, oben). Die geringsten Abundanzen erreichten Fischlarven der Familie Balitoridae (4%). Am 19. 06. 2007 konnten mit wenigen Ausnahmen nur Fischlarven aus der Familie der Cyprinidae beobachtet werden. Nur in der Versuchsstrecke wurden 2 Individuen aus der Familie der Cottidae und 4 Vertreter aus der Familie der Balitoridae gefangen.

Zum ersten Probenstermin wurden nur Fischlarven in den Flussabschnitten Staubereich Ufer und Versuchsstrecke beobachtet (Abb.29, 2te Grafik von oben), in der Kontrollstrecke konnten keine Fischlarven gefangen werden. Die Versuchsstrecke verzeichnete auch einen höheren Mittelwert als der Staubereich (Kruskal-Wallis, $n = 30$, n. s.) Am zweiten Probenstermin wurde in allen Flussabschnitten Fischlarven festgestellt und der höchste Mittelwert wurde im Staubereich erreicht, gefolgt von der Versuchsstrecke. Der geringste Wert wurde in der Kontrollstrecke verzeichnet. Weiters waren die Abundanzen am zweiten Probenstermin höher als am ersten und erreichten ein Vielfaches der Individuenanzahl des ersten Termins (Kruskal-Wallis, $n = 30$, n.s.).

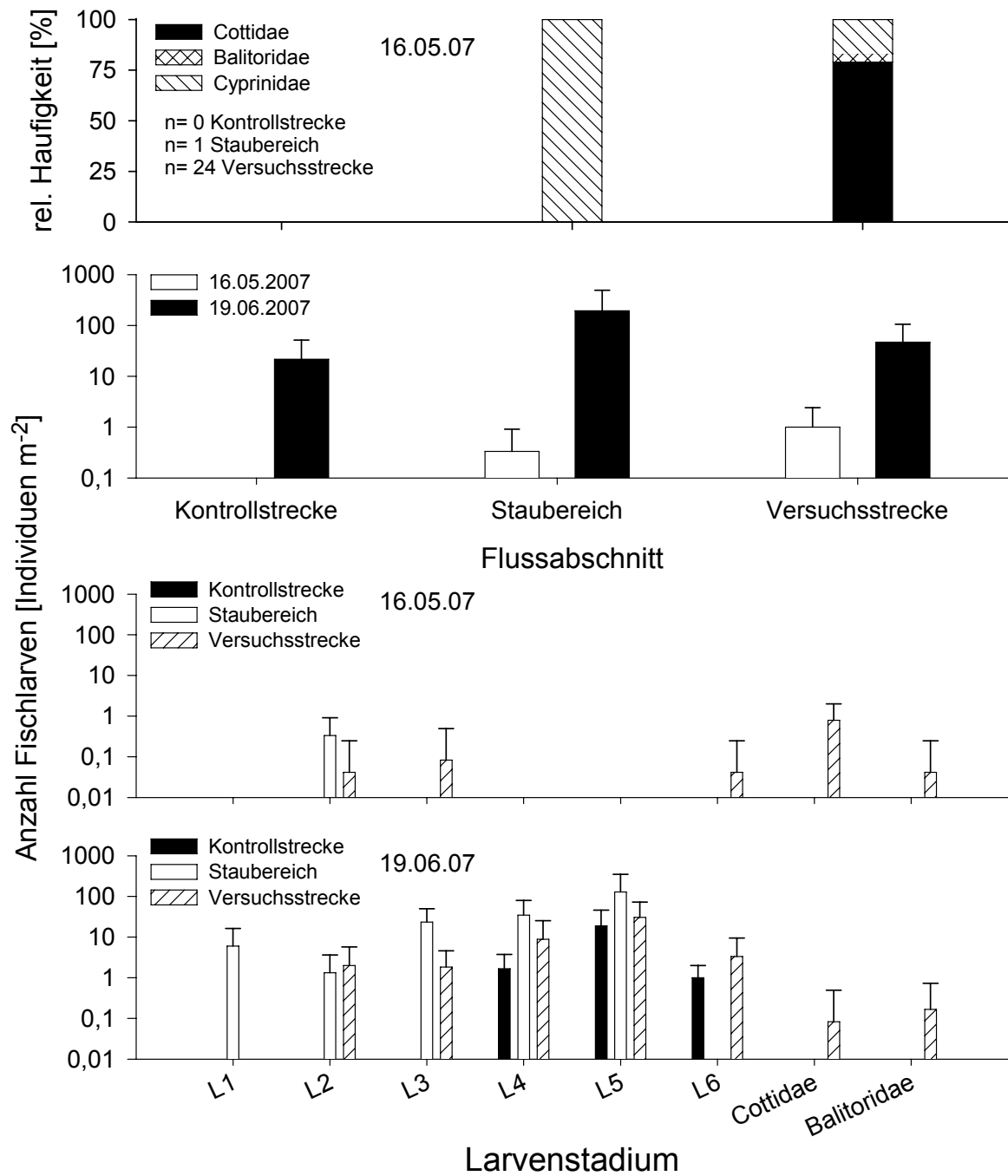


Abbildung 29: oberste Grafik: Auftrennung der Fischlarven nach Familie am 16.05.07; 2te Grafik von oben: Abundanzen der Fischlarven in den Flussabschnitten am an beiden Terminen; 3te Grafik von oben: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien am in den Flussabschnitten am 16.05.07; unterste Grafik: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in den Flussabschnitten am 19.06.07; Mittelwert + Standardabweichung.

III. 4. 3 Abundanz und Larvenstadien in der Versuchsstrecke

Am 16. 05. 2007 konnten nur einige Individuen in den Larvenstadien L2, L3 und L6 aus der Familie der Cypriniden festgestellt werden. Die höchsten Abundanzen konnten Fischlarven aus der Familie der Cottidae in der Versuchsstrecke zugeordnet werden (Abb. 29, 3te Grafik von oben). Am 19. 06. 2007 konnten Fischlarven in den Larvenstadien L1 bis L6 festgestellt werden, auch waren in geringen Abundanzen, Individuen aus den Familien der Balitoridae und Cottidae vertreten (Abb. 29, unten). Im Staubereich konnten L1 bis L5 verzeichnet werden, in der Versuchsstrecke L2 bis L6. In der Kontrollstrecke wurden nur Individuen der Larvenstadien L4 bis L6 beobachtet.

Bei getrennter Betrachtung der Ufer in der Versuchsstrecke wurde am 16. 05. 2007 am rechten Ufer eine höhere Abundanz erreicht (Mann-Whitney-U, $n = 24$, $p < 0,01$). Durchschnittlich wurden 11-mal mehr Individuen am rechten als am linken Ufer angetroffen. Der zweite Termin brachte eine Umkehr dieses Ergebnisses (Abb. 30, oben). Am linken Ufer wurden mehr Fischlarven als am rechten festgestellt (Mann-Whitney-U, $n = 24$, n. s.) und insgesamt wurden höhere Abundanzen an beiden Ufern verzeichnet.

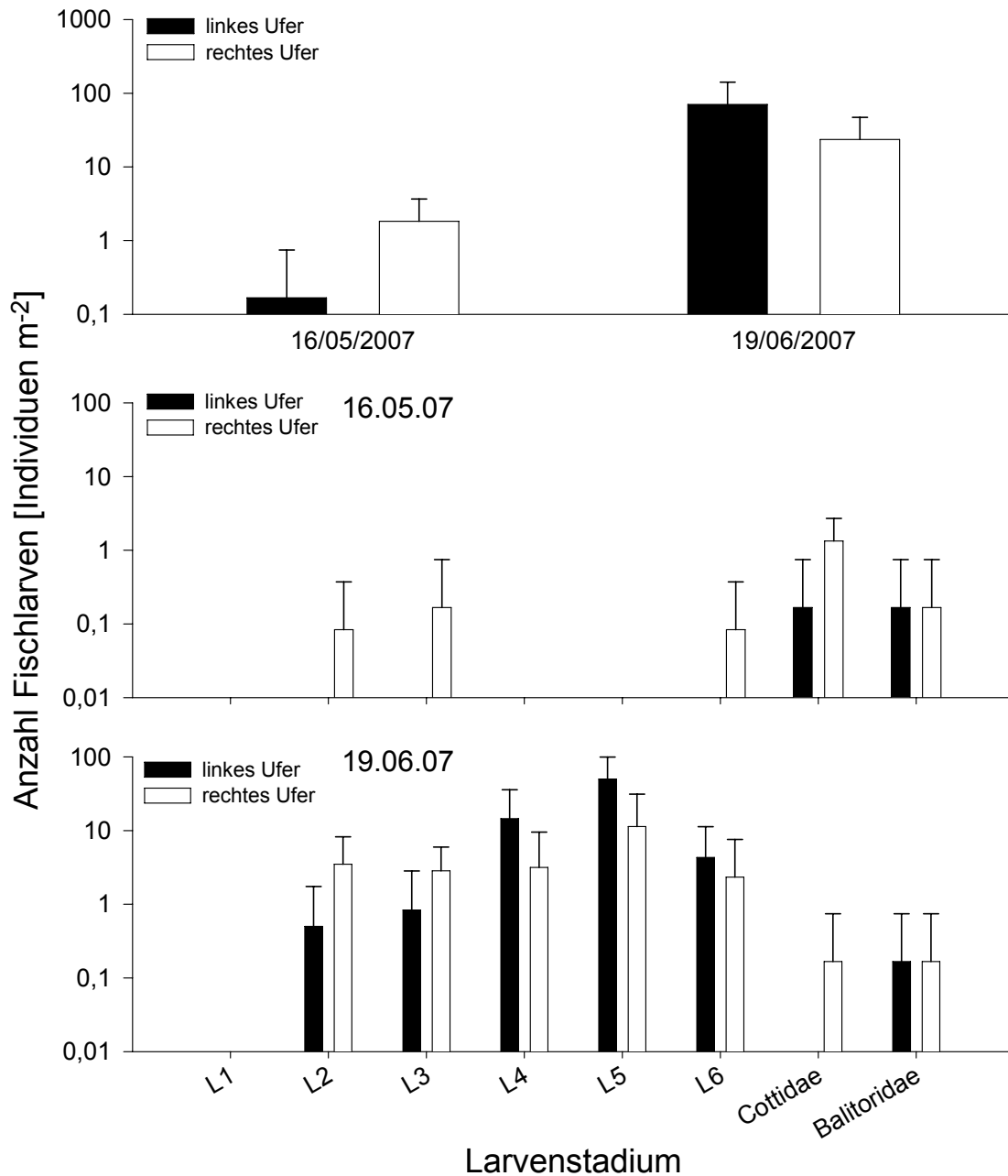


Abbildung 30: oben: Abundanzen der Fischlarven zwischen den Ufern in der Versuchsstrecke zu den zwei Probesterminen; mitte: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in der Versuchsstrecke am 16.05.07; unten: Aufteilung der Fischlarven in die einzelnen Larvenstadien in der Versuchsstrecke am 19.06.07.

Es wurden am ersten Termin am linken Ufer nur Fischlarven aus den Familien Cottidae und Balitoridae festgestellt (Abb. 30, mitte). Am rechten Ufer wurden Cyprinidenlarven aus den Larvenstadien L2, L3 und L6, sowie Vertreter aus den Familien der Cottidae und Balitoridae verzeichnet. Am 19. 06. 2007 wurden an keinem Ufer L1 Larven beobachtet. An beiden Ufern konnten L2 bis L6 Larven verzeichnet werden (Abb. 30, unten). Die Mittelwerte waren bei den kleineren Larvenstadien (L2 und L3) am rechten Ufer höher und bei den weiter entwickelten

(L4 bis L6) am linken Ufer. Larven aus der Familie der Cottidae wurden nur mehr am rechten Ufer festgestellt, Vertreter aus der Familie der Balitoridae fanden sich dagegen an beiden Ufern.

III. 4 Zeitliche Entwicklung der Versuchsstrecke seit der Implementierung in den Jahren 2003/2004

III. 4.1 Hydro – morphologische Variablen

Die lineare Regression der Daten aus 2007 zeigt, dass in zwei von den drei Flussabschnitten, aufgrund höherer Pegelstände auch die Maximaltiefe zunahm (Abb. 31, links). In der Versuchsstrecke reagierte die Maximaltiefe stärker auf Pegelschwankungen als in der Kontrollstrecke. In diesen beiden Flussabschnitten konnte auch eine lineare Regression zwischen Pegelstand und Maximaltiefe hergestellt werden (Versuchsstrecke: $n = 9$, $r^2 = 0,88$, $p < 0,001$; Kontrollstrecke: $n = 9$, $r^2 = 0,85$, $p < 0,001$). Im Uferbereich des Staus wurde keine signifikante Übereinstimmung gefunden (Staubereich Ufer: $n = 9$, $r^2 = 0,16$, n. s.).

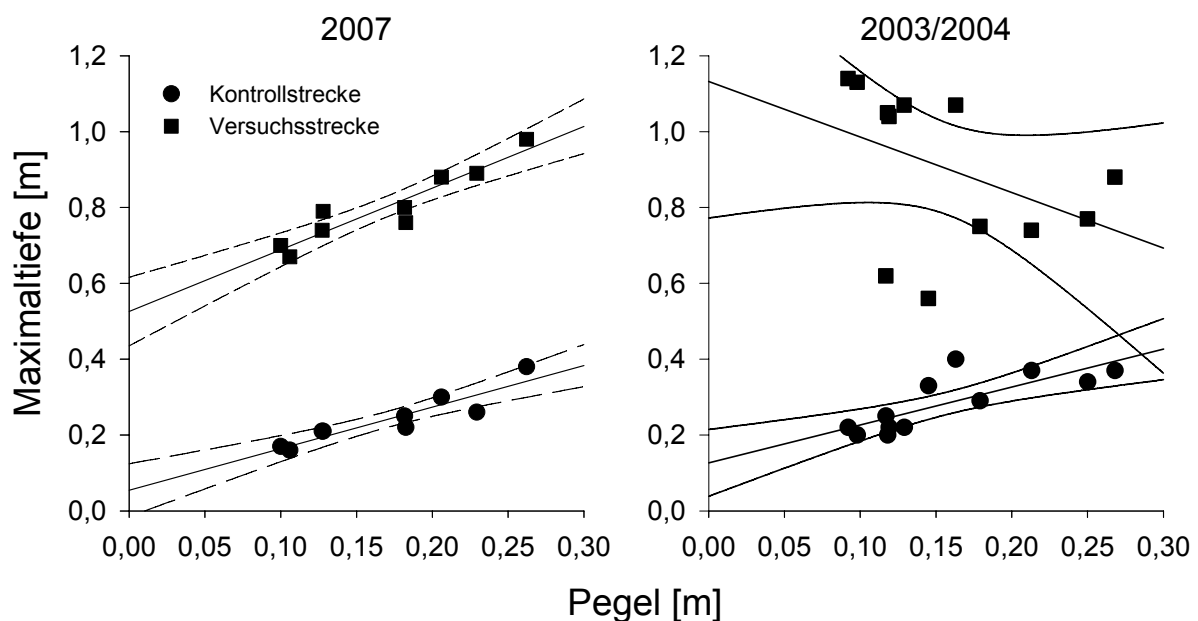


Abbildung 31: Links: Beziehung zwischen dem Pegelstand Kennedybrücke und den Maximaltiefen in den Abschnitten der Kontrollstrecke und der Versuchsstrecke (Regression mit 95% C.L.). Rechts: Regression der Kontrollstrecke und Versuchsstrecke in 2003/2004.

In der Untersuchung des Jahres 2003/2004, kurz nach der Fertigstellung der Versuchsstrecke, wurde für die Maximaltiefe in Abhängigkeit vom Pegel eine Zunahme in dem Flussabschnitten Referenz beobachtet (Abb. 31, rechts). In der

Versuchsstrecke nahm die Maximaltiefe mit steigendem Pegel ab. Im Rahmen meiner Diplomarbeit wurde aber auch in der Versuchsstrecke ein Anstieg der Maximaltiefe mit steigendem Pegel verzeichnet. Die Abnahme der Maximaltiefe in der Untersuchung von Hoyer (2007) könnte durch Sedimentation oder Umlagerung des neu eingebrachten Sedimentes hervorgerufen worden sein. Nach einiger Zeit und mehreren Hochwässern könnte es zu einer Stabilisierung der Sohle gekommen sein, sodass der während der vorliegenden Untersuchung noch vorherrschende Sedimenttransport, kein Auswirkung auf die Maximaltiefe mehr hatte.

In Bezug auf die Untersuchung im Jahr 2003/2004 konnten bei der Sedimentzusammensetzung gleiche Ergebnisse in den Flussabschnitten Staubereich und Kontrollstrecke beobachtet werden. Wie auch in der Untersuchung zuvor bestand das Sediment in der Kontrollstrecke aus einer versiegelten Sohle und im Staubereich aus Megalithal mit einer Auflage von Feinsediment. In der Versuchsstrecke wurde gleich nach der Fertigstellung ein hoher Anteil an Feinsediment beobachtet (Hoyer, 2007), aber dieser trat bei der vorliegenden Untersuchung nicht mehr auf. Es wurde wie gegen Ende der Untersuchung 2003/2004 ein wechselnder Anteil zwischen Steine und Schotter vorgefunden.

In Bezug auf die Versuchsstrecke wurden in der Untersuchung 2003/2004 größere Wassertiefenwerte bei niedrigeren Pegelständen festgestellt. In der Untersuchung vom Jahr 2007 wurden in der Versuchsstrecke bei Pegelständen von 0,10 m, 0,13 m und 0,18 m höhere Maximalwerte für die Fließgeschwindigkeit gemessen (Tab. 16). Bei einem Pegelstand von 0,21 m kehrten sich die Werte um, sodass die Versuchsstrecke im Jahr 2007 höhere Wassertiefenwerte, aber auch geringere Strömungswerte aufzuweisen hatte als in der vorhergehenden Untersuchung.

Ein Vergleich der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit im Staubereich ist durch die unterschiedliche Probennahme nicht zulässig, da Hoyer die Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe in Quertransekte durch den Staubereich gemessen hat, aber in der vorliegenden Untersuchung wurde ausschließlich der Randbereich beprobt.

Tabelle 16: Vergleich der maximalen Werte von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe nach Fertigstellung der Versuchsstrecke im Jahr 2003/2004 und der Untersuchung im Jahr 2007 in der Versuchsstrecke bei gleichen Pegelständen.

Fließgeschwindigkeit Maximalwert [m s^{-1}]		Wassertiefe Maximalwert [m]		Pegel Mittelwert [m]	
2003/2004	2007	2003/2004	2007	2003/2004	2007
0,95	1,67	1,13	0,70	0,10	0,10
1,23	1,25	1,07	0,79	0,13	0,13
1,41	1,52	0,75	0,80	0,18	0,18
1,24	1,06	0,74	0,88	0,21	0,21

III. 4. 2 Veränderungen der Fischzönose

In der Untersuchung 2003/2004 konnten insgesamt 11 Arten nachgewiesen werden. In meiner Arbeit wurden 14 Arten nachgewiesen, davon sind 9 ident. Die Arten *Barbatula barbatula*, *Cottus gobio*, *Esox lucius*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Perca fluviatilis*, *Phoxinus phoxinus*, *Rutilus rutilus* und *Salmo trutta* konnten in beiden Untersuchungen nachgewiesen werden. Zudem konnte Hoyer (2007) noch die Arten *Carassius carassius* und *Tinca tinca* nachweisen. Die Arten *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibosus*, *Leuciscus leuciscus*, *Sander lucioperca* und *Scardinius erythrophthalmus* wurden nur in der Untersuchung 2007 nachgewiesen. Somit konnten insgesamt 16 Arten für diese Flussabschnitte verzeichnet werden.

Bei Betrachtung der einzelnen Flussabschnitte konnten 2003/2004 6 Arten in der Kontrollstrecke, 8 in der Versuchsstrecke und 11 im Staubereich nachweisen. Bei dieser Folgeuntersuchung erwies sich auch die Kontrollstrecke als die artenärmste. Die Artenzahlen in der Versuchsstrecke waren in der aktuellen Untersuchung höher als im Staubereich (Abb. 12). Dies zeigte sich auch im Vergleich des Shannon-Diversitäts Index und der Eveness. Wie auch bei den Artenzahlen erreichte die Kontrollstrecke bei beiden Untersuchungen die niedrigsten Werte bei den beiden Indices. Die höchsten Werte erreichte die Versuchsstrecke, gefolgt vom Staubereich (Tab. 9 und 10).

In Bezug auf die gewichtete Artenassoziation dominierten in der Untersuchung 2003/2004 die Bachschmerle und Elritze in der Kontrollstrecke, im Staubereich die Elritze, gefolgt vom Aitel und in der Versuchsstrecke stellten die 5 Arten Elritze (29,8%), Aitel (24,5%), Bachschmerle (21,7%), Bachforelle (15,5%) und Gründling (7,3%) 98,8% des Gesamtfanges dar. In dieser Untersuchung ergab sich eine ähnliche Verteilung der Arten in der Kontrollstrecke und im Staubereich (Abb. 13), mit

dem Unterschied, dass im Staubereich der Gründling noch höhere Werte erreichte. In der Versuchsstrecke war bei beiden Untersuchungen die Elritze die dominierende Art, gefolgt von Aitel und Bachschmerle, der Anteil der Bachforellen ging stark zurück, dafür konnte die Koppe vermehrt in der Versuchsstrecke nachgewiesen werden.

Im Vergleich der Individuendichte im Jahresverlauf konnte Hoyer (2007) in den Monaten Oktober, November und Dezember zu Beginn der Untersuchung eine hohe Individuendichte im Staubereich nachweisen, die Werte gingen aber im Laufe der Untersuchung zurück, bis sie unter jenen in der Versuchs- und Kontrollstrecke lagen. Erst ab dem Monat Mai wurde ein Ansteigen der Individuendichte in der neu errichteten Versuchsstrecke verzeichnet. Auch in dieser Untersuchung verzeichnete die Randzone des Staubereiches in den Monaten August bis Dezember mit einer Ausnahme die höchste Individuendichte (Abb. 15). In den Monaten Mai bis Juli konnten ebenfalls nur geringe Werte im Staubereich festgestellt werden, auch lagen diese unter jenen in der Versuchsstrecke. Ein Ansteigen der Individuendichte in der Versuchsstrecke konnte aber in dieser Untersuchung erst ab dem Monat August beobachtet werden.

Bei Betrachtung der Biomasseentwicklung in den Abschnitten Staubereich und Versuchsstrecke zeigte sich bei beiden Untersuchungen, dass ein Ansteigen der Biomasse durch vermehrtes Auftreten von *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus* und *Phoxinus phoxinus* hervorgerufen wurde. In der Untersuchung 2003/2004 waren auch die Bachforelle und Bachschmerle an einem Ansteigen der Biomasse in der Versuchsstrecke beteiligt. In dieser Untersuchung hatte aber die Bachforelle keine maßgebliche Beteiligung, sie blieb über den Untersuchungszeitraum konstant niedrig (Abb. 17). Auch verzeichnete die Bachschmerle über den Untersuchungszeitraum relativ konstante Werte in der Biomasse.

In der Untersuchung 2003/2004 nahm zu Beginn die Anzahl der markierten Individuen stetig zu, der Wiederfang tendenziell ab (zu Beginn Werte bis ca. 50%), aber im Mai 2004 konnten keine markierten Individuen mehr gefangen werden. Auch wurden keine Fische über 15 cm Totallänge mehr gefangen, die markiert wurden. Ab Juni 2004 kam es zu einem steilen Anstieg der markierten Individuen und der Wiederfang pendelte sich bei etwa 8% ein. Im Gegensatz zu dieser Untersuchung konnten auch in den Wintermonaten 2003/2004 Wiederfänge getätigt werden. Die Wiederfänge nahmen zwar ab, aber es waren Individuen größer 15 cm präsent. Zu

Null-Werten kam es nur im Frühjahr. Eine Übereinstimmung konnte beim Anstieg der Werte der markierten Fische in den Monaten Mai bis September beobachtet werden (Abb. 25), aber die Wiederfangrate war im Jahr 2004 geringer. Der weitere Verlauf im Jahr 2004 wurde nicht mehr erfasst, daher war ein Vergleich in den Wintermonaten 2004/2005 bezüglich einer Abnahme der Markierungen und Wiederfänge nicht mehr möglich.

IV. Diskussion

IV. 1 Hydro – morphologische, chemo- physikalische Variablen und Ufervegetation in den Flussabschnitten

Die in dieser Untersuchung beprobten Flussabschnitte Kontrollstrecke, Uferbereich des Staues und Versuchsstrecke zeigten signifikante Unterschiede in den abiotischen Variablen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (Abb. 7 und 8), hervorgerufen durch die Pool-Run Sequenz in der Versuchsstrecke und durch den Rückstaubereich stromaufwärts. Weiters konnten Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung beobachtet werden (Tab. 5), die zum Teil auch die heterogenen Fließgeschwindigkeiten reflektierten (Jungwirth et al., 1995). Wie aus vielen Studien bekannt ist, zeigen unterschiedliche Arten oder verschiedene Altersklassen unterschiedliche Assoziationen zu bestimmten Mikrohabitaten (z.B. Zweimüller, 1995; Jungwirth et al., 1995), welche durch die Variablen Substrat, Tiefe, Fließgeschwindigkeit (Gorman & Karr, 1978) und Makrohabitatcharakter, z.B. Riffles, Pools und Runs (Simonson, 1993), beschrieben werden können. In der Kontrollstrecke ist durch die Uniformität des Flussbettes nur eine geringe Anzahl an Mikrohabitaten vorhanden. Nach Jungwirth et al. (1995) führt eine Kanalisierung zu monotonen aquatischen Habitaten, die eine quantitative und qualitative Abnahme des Fischbestandes zur Folge haben (siehe Abb. 12, Abb. 14).

Weitere Unterschiede konnten in der Ufervegetation festgestellt werden, insbesondere durch die Strauchvegetation in der Versuchsstrecke, die auch Beschattung hervorrief. In Polen konnten im Fluss Warta Unterschiede in der Abundanz und Diversität durch Entfernen und Nachwachsen der Ufervegetation beobachtet werden (Penczak, 1995). Die Untersuchung zeigte, dass größere Individuen stärker durch den Kahlschlag der Ufervegetation betroffen waren und einen Monat danach nicht mehr auftraten. Die Bedeutung der Ufervegetation wird auch noch durch andere Studien belegt (Penczak, 1989; Swales, 1982; Naiman et al, 1988).

IV. 2 Fischzönosen in den Flussabschnitten

Es wurden signifikante Unterschiede in Bezug auf Abundanz und Biomasse in den drei untersuchten Flussabschnitten festgestellt. Bei beiden Auswertungen hatte der Staubereich die höchsten Werte zu verzeichnen bedingt durch erhöhte Abundanzen in den Herbst- und Wintermonaten der Arten *Gobio gobio* und *Phoxinus phoxinus* (Abb.16 und 17). Diese Arten zeigten eine Präferenz für große Tiefe und geringe Fließgeschwindigkeiten (Zweimüller, 1995 für *Gobio gobio* und Weber et al., 2008). Diese Bedingungen erfüllte der Staubereich ausreichend, weil diese Fischarten nach den Ergebnissen der Habitatwahl in der Versuchsstrecke eine Präferenz für tiefe, strömungsberuhigte Stellen mit einer Auflage von Feinsediment haben. Die strömungsberuhigten Pools in der Versuchsstrecke zeigten ähnliche Umweltbedingungen, daher konnte auch dort eine erhöhte Abundanz dieser beiden Arten festgestellt werden, aber nicht in dem Ausmaß der Randzone des Staubereiches, vermutlich aufgrund von geringeren Flächenausmaßen.

Es konnte nach erhöhter Wasserführung im September (Abb. 4) ein Rückgang der Abundanzen im Randbereich des Rückstaus und in der Versuchsstrecke beobachtet werden (Abb. 15). Die Uferzone des Staubereiches verzeichnete in diesem Monat geringere Werte als die Versuchsstrecke, obwohl in den Monaten davor der Staubereich die höchsten Abundanzen erreichte. Die höheren Werte in der Versuchsstrecke könnten darauf hinweisen, dass die Versuchsstrecke geeignetere Unterstände bei Hochwasserereignissen hat als die anderen beiden Flussabschnitte, da der Uferbereich im Stau einen massiven Rückgang an Individuen verzeichnete.

Die Versuchsstrecke zeigte einen Rückgang der Biomasse bei den letzten Probennahmen, dies kann durch das Fehlen der größeren Individuen der Arten *Leuciscus cephalus* und *Salmo trutta* erklärt werden (Abb.21 und 23). Diese Arten wurden vor allem in den Pools mit z.T. hohen Fließgeschwindigkeiten angetroffen, fehlten aber in den Wintermonaten fast gänzlich. In der Untersuchung nach Weber et al. (2008) stieg die Abundanz der Fische im Winter mit abnehmender Fließgeschwindigkeit und zunehmenden Unterständen an. In der vorliegenden Untersuchung konnten aber keine großen Individuen in den strömungsberuhigten Bereichen der Versuchsstrecke noch im Uferbereich des Staues angetroffen werden. Möglicherweise weist die Versuchsstrecke für *Leuciscus cephalus* zu geringe Tiefen auf oder es fehlen geeignete Winterunterstände (z.B. Large wood debris LWD).

Vielleicht verbringen die Fische die Wintermonate auch in der Mitte des Staubereiches, der nicht beprobt wurde.

Eine mögliche Erklärung für das Fehlen größerer Individuen bei *Salmo trutta* könnte eine flussaufwärtsgerichtete Laichwanderung sein, wie durch Ovidio et al. (1998) beschrieben. Es wurden nächtliche Laichwanderungen von Bachforellen mit Längen zwischen 280 und 552 mm beobachtet, die durch die Faktoren Wassertemperatur (Absinken auf 10-12°C) und Wasserstandsänderungen hervorgerufen wurden. Während des Sommers zeigten dieselben Bachforellen hohe Standorttreue. Diese Ergebnisse decken sich mit der gemessenen Wassertemperatur in der Versuchsstrecke (Tab. 4). Weitere Untersuchungen zeigten, dass kleine und mittelgroße Bachforellen in einem 7-12 m breiten Bach überwiegend Wanderungen <50 m in einem Zeitraum von 2 Jahren unternahmen (Heggenes, 1988). So blieben auch die kleineren Individuen der Bachforellen länger in der Versuchsstrecke, aber im Monat Dezember konnte auch nur mehr ein Individuum beobachtet werden. Möglicherweise wechselten diese Individuen in tiefere und durch geringere Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnete Refugialräume (Jungwirth et al., 2003 und Referenzen darin) oder in den größeren und wärmeren Hauptfluss (Donaukanal), wie bei Meyers et al. (1992) beschrieben.

Die Koppe konnte vor allem in der Versuchsstrecke angetroffen werden, da diese die Bedürfnisse des Fisches nach strukturierten, harten und groben Substraten (Mills & Mann 1983) weitgehend erfüllte. Da diese Art im Laufe ihrer Entwicklung immer größeres Substrat besiedelt, verlangt die Koppe nach einem Habitat, dass sich auf beschränktem Raum aus einem Mosaik verschiedener Substrate zusammensetzt (Zbinden et al., 2004). In der Uferzone des Staus und in der Kontrollstrecke konnten nur wenige Vertreter dieser Art angetroffen werden, da sich das Substrat von dem oben erwähnten stark unterschied. Ebenfalls ist eine starke Habitatpräferenz dieser Art bekannt (Zauner & Eberstaller, 1999), der sich auch in den Fangergebnissen widerspiegelte.

Die geringe Heterogenität der Kontrollstrecke findet sich auch in den Abundanzen, Biomassen und der Diversität wieder (z. B. Pretty et al, 2003). Diese wurden zum Großteil auch nur von Arten ohne oder mit geringer Habitatpräferenz gebildet (Bachschmerle und Elritze). Größere Individuen fehlten vollständig. Die Artenzahl stieg auch mit der Heterogenität bezogen auf Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat der untersuchten Abschnitte an (Shields et al ,1993; Lonzarich & Quinn,

1995) und zeigte signifikante Unterschiede zwischen den Flussabschnitten. So wurde die höchste Artenzahl in der Versuchsstrecke beobachtet, gefolgt vom Staubereich. Auch der Diversitätsindex H' zeigte ein ähnliches Ergebnis (Tab. 9, Abb. 12) und es konnten signifikante Unterschiede zwischen Versuchsstrecke und Kontrollstrecke sowie Staubereich und Kontrollstrecke festgestellt werden. Die Evenness brachte keine signifikanten Ergebnisse (Tab. 10), wobei jedoch eine deutliche Tendenz in Richtung Versuchsstrecke zu erkennen war.

IV. 3 Fischzönosen in den Mesohabitaten der Versuchsstrecke

Bei den Abundanzen konnten signifikante Unterschiede zwischen strömungsberuhigtem Pool und den anderen beiden Mesohabitaten festgestellt werden. In diesem Mesohabitat konnte vor allem eine hohe Abundanz von Jungfischen festgestellt werden. Die Jungfische von *Gobio gobio* und *Barbatula barbatula* bevorzugten Pools mit schlammigem oder sandigem Substrat. Die Runs mit größerem Substrat gewinnen erst bei größeren Individuen an Bedeutung (Zweimüller, 1995). Auch konnten hohe Abundanzen von Jungfischen der Art *Leuciscus cephalus* in diesem strömungsberuhigten Habitat beobachtet werden, die nach Watkins et al. (1997) geringe Fließgeschwindigkeiten bevorzugen.

Die hohe Abundanz von Jungfischen zeigte sich auch in der Biomasse, denn 0+ Fische von *Phoxinus phoxinus* und *Leuciscus cephalus* können eine Aggregation zu Schulen aufweisen (Watkins et al., 1997). Es konnte ein signifikanter Unterschied zum Run festgestellt werden.

Auch die Mediane der Längenfrequenzen in den Mesohabitaten zeigten signifikante Unterschiede zwischen Run und durchströmtem Pool und strömungsberuhigtem und durchströmtem Pool im Frühjahr und Herbst. Das Vorkommen der vielen Jungfische in den strömungsberuhigten Pools verschob den Median nach unten, sodass der Einfluss der größeren Fische sank. In den durchströmten Pools konnten weniger Jungfische festgestellt werden, der Median war durch den größeren Einfluss von Adultfischen höher. Im Winter konnten keine signifikanten Unterschiede mehr festgestellt werden, bedingt durch die Abwanderung der größeren Fische aus den durchströmten Pools (Tab. 15 und Abb. 27).

Der Shannon-Wiener-Index zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Mesohabitaten, aber es war ein klarer Trend in Richtung Run zu erkennen.

Möglicherweise ist dies durch das Fehlen oder die geringen Abundanzen der rheophilen Fischarten zu erklären (z.B. *Salmo trutta*). Die Eveness verhielt sich ähnlich. Als Ursache dafür könnte das erhöhte Vorkommen von Jungfischen in Frage kommen, die eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse hervorrief.

IV. 4 Fischlarven

IV. 4. 1 Hydro – morphologische Variablen

Zusätzlich zu den „instream structures“ sind komplexe Land/Wasser Übergänge die Schlüsselemente für die Existenz und Entwicklung von natürlichen Fischpopulationen. Diese Ökotope sind wichtige Zufluchtsräume bei erhöhten Wasserständen und bieten Fischlarven geeignete Habitate zur Entwicklung (Jungwirth et al., 1995).

Bei den drei beprobten Wienflussabschnitten war zu erkennen, dass durch die versiegelte Sohle im Referenzbereich ein sehr homogenes Ufer ohne Strukturen vorlag. Im Staubereich war das Ufer, bedingt durch die Sicherung mit Flussbausteinen, heterogener, dazu gab es viele Lückenräume, die von den Fischlarven genutzt werden konnten. In der Versuchsstrecke kam die Heterogenität durch die Abwechslung von Pool und Run zustande. Durch die versiegelte Sohle im Referenzbereich kam es zu sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten (Abb. 28) im Uferbereich. In der Versuchsstrecke gab es Uferbereiche mit geringerer Strömung abwechselnd mit Uferbereichen die durch höhere Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnet waren, bedingt durch die Pool-Run Sequenz. Im Staubereich war die Strömungsgeschwindigkeit einheitlich niedrig, bedingt durch den Rückstau oberhalb der Versuchsstrecke.

IV. 4. 2 Verteilung der Fischlarven zwischen den Flussabschnitten und innerhalb der Versuchsstrecke

Durch die Heterogenität in der Versuchsstrecke wurden neben geeigneten Laichplätzen (z.B. Tomlinson & Perrow, 2003; Arlinghaus & Wolter 2003) auch genügend verschiedene Mikrohabitate festgestellt, die den Anforderungen der verschiedenen vorkommenden Arten entsprachen (Zbinden et al., 2004; Watkins et al., 1997; Pilcher & Copp, 1997). Dies zeigte sich auch in dem Vorkommen von 0+ Fischen der Arten *Barbatula barbatula* und *Cottus gobio*, die ausschließlich in der

Versuchsstrecke angetroffen wurden. Weiters wurden auch Fischroggen und laichreife Individuen von *Barbatula barbatula*, *Gobio gobio* und *Leuciscus cephalus* bei der Befischung in der Versuchsstrecke vorgefunden, die als Reproduktionsnachweis gedeutet werden können. So konnten im Uferbereich des Staus sowie in der Kontrollstrecke konnten nur Vertreter aus der Familie der Cypriniden beobachtet werden. Der Staubereich erreichte aber sehr hohe Werte bei den Cypriniden. Die vorgefundenen abiotischen Parameter in diesem Bereich eigneten sich als Jungfischhabitat für die Cyprinidenlarven (Watkins et al, 1997; Jungwirth et al., 1995).

Die Fischlarven, die zum zweiten Probenstermin im Referenzbereich angetroffen wurden, wurden alle in einer ausgespülten Fuge der versiegelten Sohle gefangen. In diesem Mikrohabitat war durch die Eintiefung der Fuge eine geringere Strömungsgeschwindigkeit vorhanden und somit war dieser Bereich für die Fischlarven nutzbar.

Bei Betrachtung der Larvenverteilung auf das linke und rechte Ufer in der Versuchsstrecke konnte ein signifikanter Unterschied am ersten Probenstermin festgestellt werden. Möglicherweise wurde dies durch die durch die Bauweise strukturärmere Beschaffenheit und die höhere Fließgeschwindigkeit hervorgerufen. Eine mögliche Erklärung für die Umkehr der Abundanzen am zweiten Probenstermin könnte das massive Auftreten von Algematten sein. Diese Algenmatten hatten eine strömungsreduzierende Wirkung und somit eigneten sich die Bereiche besser für die Fischlarven (Watkins et al., 1997).

Bei sehr geringen Dichten können viele passende Habitate nicht besetzt sein. Dies kann zu Fehlinterpretationen führen, dass diese Habitate nicht den Ansprüchen der Fische genügen. Bei sehr hohen Dichten hingegen (wie bei young of the year fish), ist es möglich Fische in Habitate zu beobachten, die potenzielle metabolische Senken sind, in denen Fische sterben. Diese Beobachtungen sollten durch Versuche in Bezug auf Überlebensrate und Wachstum überprüft werden (Rosenfeld, 2003). Solche Versuche würden aber über den Rahmen dieser Diplomarbeit hinausgehen, daher können dazu keine Angaben gemacht werden.

Es wurden zwar keine 0+ Bachforellen bei den Untersuchungen der Fischlarven gefangen, jedoch bei den Adultbefischungen wurden einige Jungfische gefangen (Abb.23). Eine mögliche Ursache dafür könnte in dem Probenstermin der Fischlarvenaufnahme liegen, da nur die Randbereiche besammelt wurden, aber die

0⁺ Bachforellen größtenteils in den stärker durchströmten Bereichen der Runs (Flussmitte) gefangen wurden. Jungwirth et al. (2003) zeigte in Untersuchungen in einem Oberlauf der Ybbs (Ois), dass deutliche Unterschiede in der Besiedlung auf Mesohabitatebene bei einzelnen Altersklassen stattfanden. In Furten kam es zu einer Dominanz des 0+ Jahrgangs (45 – 75 mm), hohen Anteil von 1+ (85 – 115 mm) und geringe Abundanz von $\geq 2+$ Fischen (> 115 mm). In Kolken dominierten $\geq 2+$ Fische, 0+ Fische fehlten fast gänzlich. Diese Ergebnisse decken sich auch mit den Beobachtungen der Bachforellenverteilung in der Versuchsstrecke, wo der Großteil der Bachforellen < 115 mm in den Runs gefangen wurde. Nur wenige Individuen dieser Größenklassen konnten in Pools gefangen werden, und auch dann nur in den durchströmten Bereichen (Stelle 6_1 und 8_1). Mit einer Zunahme der Länge der Fische konnten Sie häufiger in den durchströmten Pools angetroffen werden.

V. Ausblick

Auf der Habitatebene von Flussabschnitten konnten Unterschiede in den Abundanzen und Biomassen zwischen den untersuchten Flussabschnitten bei allen Arten festgestellt werden. Die Habitatwahl wurde nicht nur anhand von räumlichen Gegebenheiten getroffen sondern unterlag auch saisonalen Aspekten. Auch auf der Ebene von riffle und pool traten innerhalb der Versuchsstrecke besonders bei den Arten *Leuciscus cephalus* und *Salmo trutta* Unterschiede in der Habitatwahl auf. Die Auswahl der Habitate kam aufgrund der verschiedenen physikalischen Variablen und den unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Fische zustande. Weiters wäre es empfehlenswert auch biotische Faktoren wie das Auftreten von Nahrung und Konkurrenz zu untersuchen, da diese Faktoren ebenfalls die Habitatwahl und –nutzung beeinflussen (Thompson et al, 2001).

Die Ergebnisse belegen auch, dass eine Reproduktion der im Wienfluss vorkommenden Fischarten *Barbatula barbatula*, *Cottus gobio*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Phoxinus phoxinus*, *Rutilus rutilus* und *Salmo trutta* möglich ist und die Versuchsstrecke auch intensiv als Jungfischhabitat genutzt wird. Weiters ist der durch den Bau entstandene Rückstaubereich flussauf, ein mögliches Winter- und Jungfischhabitat für einige Arten (Winterhabitat für *Gobio gobio* und Jungfischhabitat für *Leuciscus cephalus* und *Rutilus rutilus*) und somit auch positiv für die vorhandenen Fischpopulationen zu sehen.

VI. Literatur

Arlinghaus R. & Wolter C., 2003. Amplitude of ecological potential: chub *Leuciscus leuciscus* (L.) Spawning in an artificial lowland canal. *Appl. Ichtyol.* 19: 52 – 54.

Benke A.C., 1990. A perspective on America's vanishing streams. *J. n. am. Benthol. Soc.* 9: 77 – 88.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Wasser (2006). Jahresbericht Bundeswasserbauverwaltung

Dynesius M. & Nilsson C., 1994. Fragmentation and Flow Regulation of the River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266: 753 – 762.

Erős T, Botta-Dukát Z. & Grossman G.D., 2003. Assemblage structure and habitat use of Fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 141 – 150.

Essington T.E. & Kitchell J.F., 1999. New perspectives in the analysis of fish distributions: a case study on the spatial distribution of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can J Fish Aquat Sci* 56: 52 – 60.

Frissel C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in watershed context. *Environmental management* 10: 199 – 214.

Garner P., 1997. Effects of variable discharge on the velocity use and shoaling behaviour of *Phoxinus phoxinus*. *Journal of Fish Biology* 50: 1214 – 1220.

Giller P.S. & Malmqvist, 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford university Press Inc., New York

Gorman O.T. & Karr J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59 (3): 507 – 515.

Heggenes J., 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine Systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64. 74 – 90.

Hoyer H., 2007. Sukzession der Fischfauna in einer Versuchsstrecke am Wienfluss. Diplomarbeit Universität für Mathematik und Naturwissenschaften

Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S. & Schmutz S., 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag.

Jungwirth M., Muhar S., Schmutz S., 1995. The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river. *Hydrobiologia* 303: 195 – 206.

Keckeis H., Fesl C., Hoyer H., Schludermann E., Schopf T., Niedermayr R., 2008. Monitoring der Habitatqualität, des Makrozoobenthos und der Fische des Wienflusses im Bereich der Versuchsstrecke "Hackingersteg". Endbericht 2008. Department für Limnologie und Hydrobotanik, Universität Wien.

Kramer D.L., Rangeley R.W. & Chapman L.J., 1997. Habitat selection: patterns of spatial distribution from behavioural decisions. *Behavioural ecology of teleost fishes*. Oxford University Press.

Lepš J. & Šmilauer P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. The Pitt Building, Trumpington Street, Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press.

Lonzarich D.G., & Quinn T.P., 1995. Experiential evidence for the effect of depth and structure on the distribution, growth and survival of stream fishes. *Can. J. Zool.* 73: 2223 – 2230.

MacKenzie A.R. & Greenberg L., 1998. The influence of instream cover and predation risk on microhabitat selection of stone loach *Barbatula barbatula* (L.). *Ecology of Freshwater Fish* 7: 87 – 94.

Martinet F. & Dubost M., 1992. Die letzten naturnahen Alpenflüsse. *CIPRA, Kleine Schriften* 11: 10 – 58.

McCune B. & Grace J., 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM, Gleneden Beach, Oregon.

Meyers L.S., Thuemler T.F. & Kornely G.W., 1992. Seasonal Movements of Brown trout in Northeast Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 433 – 441.

Mills C.A. & Mann R.H.K., 1983. The Bullhead *Cottus gobio*, a versatile and successful Fish. *Rep. Fresh. Biol. Ass.* 51: 76 – 88.

Muhar S., Schwarz M., Schmutz S. & Jungwirth M., 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia* 422/423: 343 – 358

Naiman, R.J., Décamps H., Pastor J. & Johnston C.A., 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Am. Benthol. Soc.* 7: 289 – 306.

Ovidio M, Baras D., Goffaux D, Birtles C. & Philippart C., 1998. Environmental unpredictability rules in the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* 371/372: 263 – 274.

Penaz M., 2001. A general framework of fish ontogeny: a review of the ongoing debate. *Folia Zool.* 50 (4): 241 – 256. *Fisheries Management and Ecology* 4: 199 – 215.

Penczak T., 1989. The ichthyofauna of the Pilica River drainage basin Part II. Post impoundment study. *Sci. Annual Pol. Anglers Assoc.* 2: 116 – 186.

Penczak T., 1995. Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta River, Poland. *Hydrobiologia* 303: 207 – 210.

Pilcher M.W. & Copp G.H., 1997. Winter distribution and habitat use by fish in a regulated lowland river system of south east England. *Fisheries management and Ecology* 4: 199 – 215.

Pretty J.L., Harrison S.S.C., Shepherd D.J., 2003. river rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* (40): 251 – 265.

Roni P., Beechie T.J., Bilby R.E., Leonetti F.E., Pollock M.M. & Pess G.R., 2002. A Review of Stream Restoration techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 1 – 20.

Roni P., Hanson K., Beechie T., Pess G., Pollock M. & Bartley D.M., 2005. Habitat rehabilitation for Inland fisheries. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Fisheries Technical Paper 484.

Rosenfeld J., 2003. Assessing the Habitat Requirements of Stream Fishes: An Overview and Evaluation of Different Approaches. *Transaction of the American Fisheries Society* 132: 953 – 968.

Schiemer F. & Waidbacher H., 1992. Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. *River Conservation Management*, John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: 363 – 382.

Sheaves M.J., 1996. Habitat specific distribution of some fishes in a tropical estuary. *Mar. Freshw. Res.* 47: 827 – 830.

Shields F.D., Cooper C.M., & Knight S.S., 1993. Initial habitat response to incised channel rehabilitation. *J. Hydraul. Eng.* 121(6): 494 – 503.

Simonson T.D., 1993. Correspondence and relative precision of stream habitat features estimated at two spatial scales. *Journal of Freshwater Ecology* 8: 363 – 373.

Spindler T., Zauner G., Mikschi E., Kummer H., Wais A. & Spolwind R., 1997. Gefährdung der heimischen Fischfauna. Fischfauna in Österreich: Ökologie-Gefährdung-Bioindikation-Fischerei-Gesetzgebung. Monographien. Umweltbundesamt 87, Wien: 54 – 75.

Swales S., 1982. Impact of weed-cutting on fisheries: an experimental study in a small lowland river. Fish. Mgmt. 13: 125 – 137.

Thompson A.R., Petty J.T. & Grossman G.D., 2001. Multi-scale effects of resource patchiness on foraging behaviour and habitat use by longnose dace, *Rhinichthys cataractae*. Freshwater Biology 47: 145 – 160.

Tomlinson M.L. & Perrow M.R., 2003. Ecology of the Bullhead. Conserving Natura 2000. Rivers Ecology Series No. 4 English Nature, Peterborough.

Townsend C.R. & Scarsbrook M.R., 1997. the intermediate disturbance hypothesis, refugia and biodiversity in streams. Limnol. Oceanogr., 42 (5): 938 – 949.

Watkins M.S., Doherty S. & Copp G.H., 1997. Microhabitat use by 0+ and older fish in a small English chalk stream. Journal of Fish Biology 50: 1010 – 1024.

Weber C., Schager E., Peter A., 2008. Habitat diversity and fish assemblage structure in local river widenings: A case study on a swiss river. River Res. Applic., published online in Wiley InterScience.

Zauner G., Eberstaller J., 1999. Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in bezug auf Lebensraumanprüche. Österreichs Fischerei (52): 198 – 205.

Zbinden S., Pilotto J.D. & Durouvenoz V., 2004. Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. BUWAL, Mitteilung zur Fischerei Nr. 77.

Zweimüller I., 1995. Microhabitat use by two small benthic stream Fish in a 2nd order Stream. Hydrobiologia 303: 125 – 137.

CURRICULUM VITAE

Persönliche Information

Name: Thomas Schopf
Adresse: Alte Straße 52
2424 Zurndorf
Geburtsdatum: 23.09.1982
Geburtsort: Hainburg a. d. Donau
Nationalität: Österreich
Tel.: 0699/12871607
E-mail: thomas-schopf@gmx.net
Eltern: Karin und Ernst Paul Schopf

Ausbildung

2007 - 2009 Diplomarbeit
2005 - 2009 Diplomstudium Biologie, Studienzweig Ökologie
2002 - 2005 Diplomstudium Biologie
1996 - 2001 RG Neusiedl am See
1993 - 1996 BG Amerlinggasse, 1070 Wien
1989 - 1993 VS Lutherplatz, 1060 Wien

Sprachkenntnisse

Deutsch (Muttersprache), Englisch in Wort und Schrift,
Französisch (Grundkenntnisse)

Projektmitarbeit

Monitoring der Habitatqualität, des Makrozoobenthos und der Fische des
Wienflusses im Bereich der Versuchsstrecke "Hackingersteg",
Projektnummer Ma - 45/Pn - öko - 324/06